

Universidade de Évora



Efeito da degradação ambiental no recrutamento piscícola em rios
mediterrânicos



Ana Rita Banha dos Santos Pacheco

Mestrado em Qualidade e Gestão do Ambiente

Especialização em Ecologia e Gestão do Ambiente

Orientadora: Prof. Doutora Ana Manuel Pereira de Almeida Costa

Co-orientador: Doutor Filipe Manuel Vidas Ribeiro

Évora 2012

Universidade de Évora



**Efeito da degradação ambiental no recrutamento piscícola em rios
mediterrânicos**

Ana Rita Banha dos Santos Pacheco

Mestrado em Qualidade e Gestão do Ambiente

Especialização em Ecologia e Gestão do Ambiente

Orientadora: Prof. Doutora Ana Manuel Pereira de Almeida Costa

Co-orientador: Doutor Filipe Manuel Vidas Ribeiro

Évora 2012

Agradecimentos

Aos meus orientadores, Professora Ana Manuel Costa e Filipe Ribeiro, por terem aceitado orientar-me neste trabalho e por todo o apoio e tempo perdido comigo ao longo deste ano.

Aos meus colegas de campo, António Vareia e Margarida Gaspar, pelas noites passadas ao frio/calor, com muitos mosquitos à mistura.

Aos meus amigos e “coleguinhas de casa”, por me acolherem nesta cidade maravilhosa, ao longo dos melhores cinco anos da minha vida.

À DreamTeam, porque as amizades da Universidade ficam para o resto da vida, e disso não tenho dúvidas.

Ao Jaime, por tudo, mesmo tudo! (O que era de mim sem ti?)

À Maggie e à Azori, por não me deixarem trabalhar ao fim-de-semana, sempre a reclamar por atenção, tentando lembrar-me que existe vida para além da tese.

Aos meus pais e irmãos, a família é essencial em todas as etapas e esta não é exceção. Obrigada por todo o apoio, desde sempre.

A todos aqueles que possam ter ficado esquecidos, obrigada.

Resumo

Os ecossistemas mediterrânicos são reconhecidos como *hotspots* de biodiversidade. A marcada sazonalidade hidrológica destes ecossistemas é estruturante na composição das comunidades piscícolas dulçaquícolas, consideradas como as mais ameaçadas a nível mundial. Os estádios iniciais de vida dos peixes são muito sensíveis a variações do ambiente e da sua qualidade, salientando o seu papel como indicador da integridade biológica. Este estudo realizou-se na bacia do Rio Guadiana, com o objetivo de compreender as relações entre o recrutamento piscícola e as condições ambientais. A comunidade larvar encontrada foi composta por um total de 13 taxa, 7 nativos e 6 exóticos, variando interanualmente e espacialmente. A ocorrência de espécies exóticas parece estar associada à degradação ambiental. Algumas variáveis ambientais físico-químicas influenciam a composição e estrutura da comunidade larvar. Este trabalho reforça o elevado potencial do uso da comunidade das larvas como elemento bioindicador da integridade biológica destes ecossistemas mediterrânicos tão pressionados.

Palavras-chave: Bacia do rio Guadiana, qualidade ecológica, larvas de peixe dulçaquícolas, CCA, índice de Jacob.

Effect of environmental degradation on fish recruitment in Mediterranean rivers

Abstract

Mediterranean freshwater ecosystems are recognized as global biodiversity hotspots. The strong hydrological seasonality of these ecosystems structures freshwater fish communities composition, being considered as one of the most threatened in the world. Fish early life stages are very sensitive to changes in the environment and their quality, evidencing its role as a potential indicator of biological integrity. This study was conducted in the Guadiana River basin, aiming to understand the relationships between fish recruitment and environmental conditions. The larvae community found comprised a total of 13 taxa, 7 native and 6 exotic, but varied annually and spatially. The occurrence of fish larvae of exotic species seems to be associated with environmental degradation. Physic-chemical environmental variables influence structure and composition of the larval community. This work reinforces the high

potential of using the larvae community as bio-indicator of biological integrity of these increasingly pressured freshwater ecosystems.

Key-words: Guadiana River basin, ecological quality, freshwater fish larvae, CCA, Jacob index.

Índice

Introdução.....	1
Métodos.....	5
Área de estudo.....	5
Caracterização dos locais de amostragem.....	8
Critério de estabelecimento da degradação - Variáveis FAME.....	10
Caracterização da comunidade piscícola dos locais de amostragem.....	10
Procedimento de amostragem de larvas de peixe.....	12
Caracterização físico-química da água e morfológica dos locais de amostragem ...	13
Identificação do material biológico.....	16
Tratamento dos dados	16
Variação espacial, anual e temporal da comunidade.....	17
Comparação da comunidade piscícola larvar e adulta e sua relação com a degradação	19
Avaliação da relação entre as larvas e os fatores ambientais	20
Resultados.....	22
Variação anual dos locais amostrados	23
Variação espacial da comunidade larvar	25
Variação sazonal da comunidade larvar.....	28
Análise geral da comunidade larvar	31
Comparação entre a comunidade piscícola larvar e adulta e a sua relação com a degradação ambiental.....	33
Avaliação da relação entre as larvas e os fatores ambientais	40
Discussão	44
Variação anual da comunidade larvar	44
Variação espacial da comunidade larvar	45
Variação sazonal da comunidade larvar.....	47
Comparação entre a comunidade piscícola larvar e adulta e a sua relação com a degradação ambiental.....	49
Avaliação da relação entre as larvas e os fatores ambientais	51
Limitações do trabalho	53
Conclusão final e perspectivas futuras	55
Referências bibliográficas	56

Introdução

Os ecossistemas de clima mediterrânico estão entre os locais mais ricos do mundo, pois para além da sua grande riqueza de plantas, uma grande proporção de animais são únicos neste ecossistema (Cuttelod *et al.*, 2008). Dada a sua elevada diversidade, o nível de endemismos e área de distribuição restrita, estes ecossistemas são reconhecidos como *hotspots* globais de biodiversidade (Myers *et al.*, 2000; Cuttelod *et al.*, 2008). Os ecossistemas mediterrânicos ocorrem em várias regiões do globo, nomeadamente na bacia do Mar Mediterrânico, na Califórnia, no Este e Sul da Austrália, na África do Sul e no Chile (Gasith e Resh, 1999).

O clima nestas regiões mediterrânicas caracteriza-se pela marcada sazonalidade, visto que pelo menos 65% da precipitação anual ocorre nos meses de inverno, assim como pela forte variabilidade interanual no regime de precipitação (Gasith e Resh, 1999). Consequentemente, os rios de tipo mediterrânico são hidrologicamente marcados por uma sequência sazonal de eventos de cheias e secas, consoante o regime anual de precipitação, o principal regulador da distribuição anual do escoamento (Cooper *et al.*, 1986; Gasith e Resh, 1999; Ilhéu, 2004). Em muitos casos, a época de estiagem leva a que os rios deste tipo percam a sua continuidade, formando-se séries de *pools* isolados (Cooper *et al.*, 1986).

A marcada alternância sazonal entre ambientes lóticos e lênticos determina a composição e dinâmica das comunidades piscícolas, dada a heterogeneidade dos habitats aquáticos ao longo do tempo e espaço (Ilhéu, 2004). A fauna piscícola desenvolveu características adaptativas à intermitência hidrológica, nomeadamente estratégias de alimentação oportunistas e elevada fecundidade e maturidade sexual precoce (Magalhães *et al.*, 2002; Clavero *et al.*, 2004).

No entanto, o carácter intermitente destes rios pode provocar alterações na estrutura das comunidades piscícolas, ao afetar as taxas de mortalidade e recrutamento das espécies (Pearsons *et al.*, 1992; Grossman *et al.*, 1998). Em situações de seca prolongada, a diminuição de água nos cursos agrava o *stress* sobre a comunidade piscícola, alterando a composição dos agrupamentos (Magalhães *et al.*, 2002; Ilhéu, 2004). Grossman *et al.* (1998) consideram que o efeito da variabilidade hidrológica nas comunidades é muito superior ao impacto por limitação de recursos e/ou por interações bióticas.

O crescimento da ocupação humana e aumento da produção agrícola levam a um aumento da procura de água para consumo humano e irrigação, agravando a pressão humana sobre os rios de tipo mediterrânico (Moyle e Yoshiyama, 1994; Gasith e Resh, 1999). Esta pressão sobre a água aumenta a vulnerabilidade destes ecossistemas, devido aos desvios de água e regularizações de caudais, que levam ao aumento da intensidade e frequência das inundações e secas, interferindo nos habitats fluviais (Tuch e Gasith, 1989). Esta redução do nível da água no rio leva a que haja uma grande diminuição na capacidade de diluição, provocando problemas de poluição e eutrofização (Gasith e Resh, 1999).

Estes fatores levam a que os rios de tipo mediterrânico sejam considerados como os mais ameaçados a nível mundial, porém são dos menos estudados, comparativamente a outros rios das regiões temperadas (Collares-Pereira *et al.*, 2000; Smith e Darwall, 2005). Esta limitação no conhecimento dificulta as previsões da resposta destes ecossistemas às várias atividades antropogénicas e também a mitigação dos seus impactos (Collares-Pereira *et al.*, 2000; Hermoso e Clavero, 2011).

A avaliação do estado ecológico dos cursos de água tem sido uma questão-chave na gestão dos ecossistemas aquáticos. A Diretiva-Quadro da Água (DQA, 2000/60/CE) foi introduzida como mecanismo legislativo e de gestão dos cursos de água, exigindo a proteção e restauro da integridade biológica como parte das normas de qualidade da água (Hermoso *et al.*, 2010). A aplicação da DQA levou à criação de um sistema de avaliação do estado ecológico dos ecossistemas aquáticos que permite a adaptação dos objetivos de qualidade às condições ambientais específicas de cada massa de água (Ferreira *et al.*, 2009).

O estado ecológico de uma dada massa de água é expresso com base no conceito de desvio ecológico relativamente às condições observadas na ausência de qualquer influência antropogénica significativa (Ferreira *et al.*, 2009). Para se determinar o estado ecológico, é necessário avaliar métricas pré-estabelecidas, isto é, aspetos da estrutura e funcionamento das comunidades, como o número de espécies nativas e a percentagem de indivíduos intolerantes de cada elemento biológico (ex: fauna piscícola, macroinvertebrados bentónicos), e depois aplicar estas métricas em índices (Bernardino *et al.*, 2004; Oliveira *et al.*, 2007).

Os peixes são o indicador mais importante para avaliar a integridade ecológica dos rios (Karr, 1991; Schiemer, 2010), devido ao vasto leque de requisitos de habitats dos diferentes estádios que integram o seu ciclo de vida (Schiemer *et al.*, 1991; Schiemer,

2003). Para além disso, as comunidades de peixes são persistentes e recuperam rapidamente de perturbações naturais (Oliveira *et al.*, 2007). Os peixes são indicadores de conectividade dos rios, dado o comportamento migratório de algumas espécies e ocupam uma grande variedade de níveis tróficos, refletindo os efeitos ambientais em todos os níveis da cadeia alimentar (Oliveira *et al.*, 2007).

Os ciclos de vida da fauna piscícola estão intrinsecamente ligados aos padrões ambientais (Humphries e Lake, 2000). A hidrologia anual, temperatura e fotoperíodo são fatores chave nos ciclos reprodutivos, de forma a assegurar o sucesso do recrutamento, permitindo a sobrevivência dos ovos e dos estados iniciais de desenvolvimento (Nesler *et al.*, 1988; Humphries e Lake, 2000; Turner *et al.*, 2010). A sobrevivência durante a fase inicial do ciclo de vida dos peixes influencia de forma determinante o sucesso do recrutamento das populações piscícolas (Schiemer *et al.*, 2003).

A fase larvar dos peixes é considerada como a mais crítica no seu desenvolvimento, uma vez que o ambiente tem um papel determinante no recrutamento (Blaxter, 1974). As ações humanas são responsáveis pela eliminação de algumas das condições necessárias para o desenvolvimento da ictiofauna, referindo-se geralmente a degradação dos habitats reprodutivos de postura. Assim, o recrutamento de peixes afetado pela sobrevivência das larvas poderá ser consequência das ações humanas (Scheidegger e Bain, 1995).

Os estádios iniciais caracterizam-se por serem mais sensíveis aos fatores abióticos do que os adultos, reagindo mais rapidamente às alterações ambientais. O seu estudo permite uma melhor abordagem à dinâmica populacional da comunidade piscícola, confirmam a viabilidade dos ovos, evidenciando quais as espécies que se reproduziram, assim como quando e onde, e são ainda bons indicadores de espécies raras (Nellen e Sohnack, 1975; Humphries e Lake, 2000; Marchetti e Moyle, 2000; Jurajda *et al.*, 2010).

O conhecimento dos fatores ambientais que influenciam o desenvolvimento larvar dos peixes é ainda reduzido e geograficamente restrito (Scheidegger e Bain, 1995; Marchetti e Moyle, 2000). A marcada sazonalidade e heterogeneidade de habitats nos rios de tipo mediterrânico, fazem destes bons locais para avaliar a resposta das comunidades larvares às condições ambientais. As características mediterrânicas dos rios da bacia hidrográfica do rio Guadiana são reforçadas pela degradação ambiental que aí se pode observar (Matono *et al.*, 2012b), factos que levam a que se considere

estes ambientes propícios para a avaliação do efeito das ações humanas no recrutamento dos peixes.

Este trabalho tem como objetivo compreender as relações entre o recrutamento piscícola e as condições ambientais dos cursos de água de tipo mediterrânico, nomeadamente a influência da degradação ambiental sobre a estrutura e composição da comunidade de larvas de peixe na bacia hidrográfica do rio Guadiana. Para atingir este objetivo, inicialmente comparou-se a estrutura e composição da comunidade das larvas entre locais, assim como entre anos e sazonalmente. Seguidamente, comparou-se as ocorrências e proporções entre adultos e larvas da mesma espécie, e relacionou-se com a degradação ambiental aferida pelos critérios do projeto FAME. Por último, foi ainda avaliada a relação da composição da comunidade larvar com os fatores abióticos de habitat, hidrologia e qualidade ambiental, de forma a aferir se o recrutamento piscícola é influenciado pela degradação ambiental, permitindo o seu uso como indicador de qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos mediterrânicos.

Métodos

Área de estudo

Segundo o Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Guadiana (1999), a bacia hidrográfica do rio Guadiana abrange uma superfície total de 66.800 km², dos quais 55.220 km² (83%) se localizam em Espanha e 11.580 km² (17%) em Portugal, sendo a quarta maior bacia hidrográfica da Península Ibérica. O rio Guadiana nasce nas lagoas de Ruidera em Espanha, a 1700 metros de altitude, percorrendo 810 km até à foz, no oceano Atlântico, junto a Vila Real de Santo António. Em Portugal, o rio tem um percurso total de 260 km, dos quais 110 km delimitam a fronteira com Espanha. Tem um perfil de um modo geral muito regular, existindo no entanto alguns acidentes artificiais (ex: Alqueva) e naturais (ex: Pulo do Lobo). Apresenta uma forma comprida e estreita, de direção geral E-W em Espanha e direção N-S em Portugal. Geologicamente, os solos são constituídos por derivados de xistos, tornando-os relativamente impermeáveis (Oliveira, 1984 in Ribeiro, 2008).

Climaticamente, a bacia é relativamente homogénea, de características mediterrânicas secas, com verões quentes, elevada insolação e evapotranspiração (PBH do Rio Guadiana, 1999). A média anual da temperatura é superior a 16°C e a média anual de precipitação é 598mm, com cerca de 80% desta precipitação a ocorrer entre Outubro e Março (Bernardo *et al.*, 2003; Ilhéu, 2004; Ribeiro, 2008). Este regime de precipitação faz com que exista uma grande variação interanual e intranual dos escoamentos, com severas estiagens no verão e fortes enxurradas no inverno (PBH do Rio Guadiana, 1999). Num ano médio, o fluxo persiste no rio principal durante o verão, mas nos tributários cessa, tornando-os uma sucessão de *pools* com dimensões variáveis (Godinho e Ferreira, 1998; Bernardo *et al.*, 2003). Estas variações temporais são menos evidentes nos rios maiores, que apresentam condições de escoamento mais estáveis ao longo do ano (Ribeiro, 2008).

A ocupação humana é baixa (cerca de 20 habitantes/km²), sendo a paisagem da bacia fortemente transformada durante o último século por atividades agrícolas e pecuárias (Collares-Pereira *et al.*, 2000). A parte superior da bacia na parte portuguesa é dominada pela agricultura extensiva, com predomínio de culturas cerealíferas de sequeiro, vinha, regadio (ex: milho e girassol), oliveiras, sobreiros, azinheiras e eucaliptos. A parte inferior é composta por florestas de sobre e azinho e bosques mediterrânicos (Godinho e Ferreira, 1998; Hermoso *et al.*, 2010). A vegetação ripária

natural é dispersa e a vegetação aquática é relativamente pobre em macrófitas submersas em relação às macrófitas emergentes (Godinho e Ferreira, 1998; Hermoso *et al.*, 2010).

O crescimento da agricultura intensiva de regadio levou a uma grande necessidade de água para a agricultura (Collares-Pereira *et al.*, 2000). São por isso na totalidade da bacia regulados cerca de 13000 hm³ de água por 88 reservatórios grandes (>1hm³) e mais de 200 reservatórios pequenos (<1hm³). Junta-se ainda a captação de água de poços, que origina graves consequências para os principais aquíferos. Outras perturbações humanas comuns nesta bacia são: canalização dos rios, o corte e destruição da vegetação ripária e a deterioração da qualidade da água (Collares-Pereira *et al.*, 2000; Corbacho e Sanchez, 2001; Urrea e Sabater, 2009; Hermoso *et al.*, 2010).

Devido às barreiras geográficas, área de drenagem e à particularidade dos constrangimentos ambientais, a bacia do Rio Guadiana apresenta o maior número de endemismos do território continental (Mesquita, 2005; Collares-Pereira *et al.*, 2007). Consequentemente, é considerada como aquela que merece, no conjunto das bacias nacionais, maior atenção em termos conservacionistas (Cabral *et al.*, 2005; Collares-Pereira *et al.*, 2007).

A fauna dulçaquícola desta bacia caracteriza-se por um reduzido número de famílias (Tabela 1), sendo a maioria das espécies pertencentes à família Cyprinidae (Doadrio, 2001; Collares-Pereira *et al.*, 2007). Apesar desta reduzida diversidade, quase todas as espécies nativas são endemismos ibéricos, encontrando-se a maioria listada com estatuto de ameaça em Portugal e Espanha (Blanco e Gonzalez, 1992; Filipe *et al.*, 2004; Cabral *et al.*, 2005). Existe ainda um grupo de espécies migradoras: *Alosa alosa*, *Alosa fallax*, *Petromyzon marinus* e *Anguilla anguilla*, de expressão muito reduzida na bacia, dadas as barreiras geológicas existentes e que não efetuam a reprodução no rio (Collares-Pereira *et al.*, 2000; Sousa *et al.*, 2003; Collares-Pereira *et al.*, 2007). Ao longo dos últimos 20 anos, vários estudos de monitorização foram realizados na bacia do Guadiana, permitindo caracterizar a sua comunidade piscícola. As espécies nativas mais comuns são: *Squalius alburnoides* e o género *Luciobarbus* (juvenis), enquanto as exóticas mais comuns são: *Lepomis gibbosus* e *Gambusia holbrooki* (Santos *et al.*, 1998; ICN, 2005; Collares-Pereira *et al.*, 2007). As espécies mais raras são *Anaecypris hispanica* e *Salaria fluviatilis* (Collares-Pereira *et al.*, 2007).

Tabela 1: Fauna piscícola dulçaquícola da bacia hidrográfica do Rio Guadiana (exceto espécies migradoras): Espécie e código, nome vulgar, tipo e estatuto conservacionista (* = espécie exclusiva da bacia do Guadiana em Portugal). Nat= nativa; Exót= exótica; LC= pouco preocupante; NT= quase ameaçada; VU= vulnerável; EN= em perigo; CR= criticamente em perigo;

Espécie, código	Nome vulgar	Tipo	Estatuto
Família Blennidae			
<i>Salaria fluviatilis</i> (Asso, 1801), Sflu	Caboz-de-água-doce	Nat*	EN
Família Centrarchidae			
<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758), Lgib	Perca-sol	Exót	
<i>Micropterus salmoides</i> (Lacépède, 1802), Msal	Achigã	Exót	
Família Cichlidae			
<i>Australoheros facetum</i> (Jenyns, 1842), Afac	Chanchito	Exót	
Família Cobitidae			
<i>Cobitis paludica</i> (De Buen, 1930), Cpal	Verdemã	Nat	LC
Família Cyprinidae			
<i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758), Aalb	Alburno	Exót	
<i>Anaocypris hispanica</i> (Steindachner, 1866), Ahis	Saramugo	Nat*	CR
<i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758), Caur	Pimpão	Exót	
<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758, Ccar	Carpa	Exót	
<i>Iberochondrostoma lemmingii</i> (Steindachner, 1866), Chon	Boga-de-boca-arqueada	Nat	EN
<i>Luciobarbus comizo</i> Steindachner, 1865, Barb	Barbo-trombeteiro	Nat	EN
<i>Luciobarbus microcephalus</i> Almaça, 1967. Barb	Barbo-cabeça-pequena	Nat *	NT
<i>Luciobarbus sclateri</i> Günther, 1868, Barb	Barbo do Sul	Nat	EN
<i>Luciobarbus steindachneri</i> Almaça, 1967, Barb	Barbo de Steindachner	Nat	NT
<i>Squalius alburnoides</i> (Steindachner, 1866), Squa	Bordalo	Nat	VU
<i>Squalius pyrenaicus</i> (Günther, 1868), Squa	Escalo do Sul	Nat	EN
<i>Pseudochondrostoma willkommii</i> (Steindachner, 1866), Chon	Boga-do-Guadiana	Nat *	VU
Família Esocidae			
<i>Esox lucius</i> , Linnaeus, 1758, Eluc	Lúcio	Exót	
Família Ictaluridae			
<i>Ameiurus melas</i> (Rafinésque, 1820), Amel	Peixe-gato	Exót	
Família Percidae			
<i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758), Sluc	Lucioperca	Exót	
Família Poecillidae			
<i>Gambusia holbrooki</i> Girard, 1859, Ghol	Gambúsia	Exót	

(Collares-Pereira *et al.*, 1999, 2007; Ilhéu, 2004; Cabral *et al.*, 2005; Ribeiro *et al.*, 2007; Pérez-Bote e Romero, 2009; Hermoso *et al.*, 2010).

Caracterização dos locais de amostragem

Os locais monitorizados neste estudo localizam-se nas sub-bacias dos rios Caia, Degebe, Ardila e Vascão da bacia hidrográfica do rio Guadiana (Figura 1). De acordo com os objetivos específicos estabelecidos no âmbito do projeto “Alterações climáticas e comunidades piscícolas de cursos de tipo Mediterrânico: Impacte potencial na bio integridade e implicações na avaliação do estado ecológico” designado por CLIMFISH (PTDC/AAC-AMB/102541/2008), estes locais foram escolhidos pela sua localização na Bacia do rio Guadiana e por apresentarem diferentes estados de pressão antropogénica (Tabela 2).

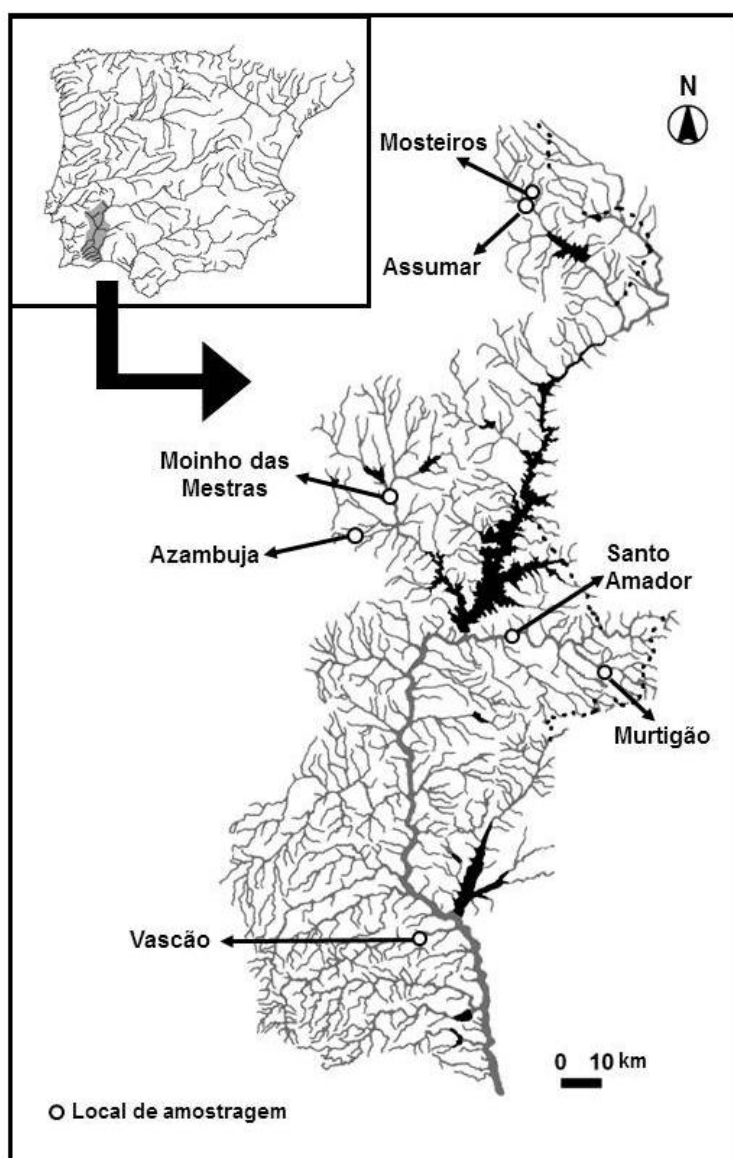


Figura 1: Localização da área de estudo na Península Ibérica (zona a sombreado) e locais de amostragem para recolha de larvas na Bacia Hidrográfica do Rio Guadiana (Adaptado de Ribeiro, 2008).

Tabela 2: Caracterização dos locais de amostragem em relação às coordenadas, sub-bacia, curso, ordem, área da bacia (km²), distância à nascente (Dist à nasc. km), altitude (m), declive médio no sentido do fluxo (\pm 500m), precipitação média anual (Prec, mm) e escoamento médio anual (Escoa., mm) e degradação segundo a pontuação FAME para os dois anos de estudo (Atlas do Ambiente Digital- <http://sniambientept/webatlas>. Acedido em Agosto, 2012).

Local de amostragem	Código	Coordenadas	Sub-bacia	Curso	Ordem	Área da bacia (km ²)	Dist à nasc. (km)	Altitude (m)	Declive médio	Prec. (mm)	Escoa. (mm)	Pontuação FAME 2011/2012
Assumar	AS	39°08'45"N, 7°20'03"W	Caia	Rio Caia	2	110,17	24,00	282	0.00	750	175	20 /20
Mosteiros	MO	39°11'51"N, 7°17'19"W	Caia	Ribeira de Arronches	2	46.40	19,29	329	1.59	696	250	15/17
Murtigão	UM	38°05'27"N, 7°05'45"W	Ardila	Ribeira do Murtigão	2	112,52	18,83	220	.32	576	125	18/18
Santo Amador	SA	38°08'54"N, 7°15'55"W	Ardila	Rio Ardila	4	3146,26	82.41	125	0.00	534	75.	19/19
Moinho das Mestras	MM	38°29'16"N, 7°41'42"W	Degebe	Rio Degebe	4	785,01	38.00	174	0.00	550	75	25/26
Azambuja	AZ	38°25'22"N, 7°41'59"W	Degebe	Ribeira da Azambuja	3	197,71	28.00	168	0.00	562	125	23/23
Vascão	VA	37°29'51"N, 7°41'59"W	Vascão	Ribeira do Vascão	2	409,04	97,27	52	0.39	474	75	14/14

Critério de estabelecimento da degradação - Variáveis FAME

As variáveis FAME (Fishbased Assessment Method for Ecological Status of European Rivers), têm como objetivo a avaliação da pressão antropogénica dos rios europeus. Este método classifica a pressão antropogénica em três classes de degradação diferenciadas, de forma a possibilitar a distinção entre várias pressões antropogénicas e adota uma abordagem relativa às tipologias dos rios, no sentido de possibilitar uma avaliação consistente com as variações das condições ambientais (Machado *et al.*, 2010).

Em cada local, as dez variáveis FAME foram pontuadas de 1 a 5, em que 1 representa um local pouco ou nada perturbado e 5 um local muito perturbado. O somatório das pontuações atribuídas a cada variável traduz o grau de pressão antropogénica do segmento fluvial em causa (Machado *et al.*, 2010).

A classificação dos locais monitorizados durante este estudo segundo as variáveis FAME corresponde a uma situação de Primavera e foi determinada pela equipa responsável pelo projeto CLIMFISH da Universidade de Évora.

Segundo esta classificação, Vascão e Mosteiros são os locais de amostragem menos degradados, com a classificação “Bom”. Os locais de amostragem Azambuja e Moinho das Mestras foram considerados os piores, com a classificação “Medíocre”, enquanto os restantes locais de amostragem têm classificação “Razoável” (Tabela 2).

Caracterização da comunidade piscícola dos locais de amostragem

Os dados dos peixes adultos (Tabela 3), cedidos pela equipa CLIMFISH, correspondem a uma situação de Primavera. Os peixes foram capturados através de pesca elétrica, identificados e devolvidos ao rio.

A pesca elétrica realizada em cada local teve uma metodologia padronizada no que se refere ao esforço de amostragem. De forma a poder-se comparar os dados da comunidade de juvenis e adultos de peixes entre os diferentes locais de amostragem, os dados foram convertidos em abundâncias relativas por área amostrada (número de indivíduos por 100 m²).

Tabela 3: Abundâncias relativas de juvenis e adultos de peixes (número de indivíduos/100 m²), por taxa, capturados com pesca elétrica na Primavera nos dois anos de estudo nos locais de amostragem.

Taxa	Assumar		Mosteiros		Murtigão		Santo Amador		Moinho das Mestras		Azambuja		Vascão	
	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012
Nativas														
<i>A. anguilla</i>														0,06
<i>C. paludica</i>	4,24	2,2	4,46	1,47	0,25		0,92		0,26				0,06	0,13
<i>I. lemmingii</i>	1,5	1,47	0,06	1,96	0,19									
<i>Luciobarbus spp.</i>	5,5	44,69	3,21	35,54	1,8	3,91	8	10,42	1,57		0,62	11,19	0,88	1,97
<i>L. comizo</i>							0,5	0,42						
<i>L. microcephalus</i>	0,57				3,04	0,84	3	8	2,59	1,47	0,16	0,95	1,53	1,52
<i>L. steindachneri</i>	0,12				1,96		2,5	1,26	1,96	0,23	0,29		0,41	0,13
<i>S. alburnoides</i>	11,17	158,97	8,45	57,35	22,45	33,76	0,08	0,95			0,58	4,52	2,76	4,63
<i>S. pyrenaicus</i>	0,37	5,86	0,06	4,17	0,15								0,35	1,59
<i>P. willkommii</i>			0,61	3,68	0,12		0,17	0,11	0,19		0,12	11,9		0,06
<i>S. fluviatilis</i>								0,32						
Exóticas														
<i>A. alburnus</i>	0,11						0,08	0,84			0,88	20		
<i>C. carpio</i>									0,18	0,14				
<i>G. holbrooki</i>	13,43	24,54			0,73	5,58				22,69	0,02	3,57		
<i>L. gibbosus</i>	0,52	1,47			1,61	22,6	1,08	5,68	3,7	19,64	0,4	1,9	0,88	0,32
<i>M. salmoides</i>									0,62	0,69			0,24	0,06

Procedimento de amostragem de larvas de peixe

A amostragem de larvas de peixe decorreu entre Março e Julho, por este período corresponder à época de reprodução dos peixes dulçaquícolas da bacia do Guadiana (Collares-Pereira *et al.*, 2007).

A amostragem foi realizada em sete locais (Figura 1, Tabela 2) na bacia hidrográfica do rio Guadiana. No ano 2011, as colheitas foram efetuadas entre Março e Julho, com intervalo entre amostragens variável entre duas a três semanas, enquanto em 2012 a amostragem foi realizada quinzenalmente, entre Abril e Junho.

A colheita de larvas de peixe foi efetuada por intermédio de armadilhas de luz, segundo o *design* de Kissick (1993) e construídas pela equipa CLIMFISH.

Para além das armadilhas de luz existem outros métodos que podem ser utilizados para a captura de larvas de peixes em sistemas aquáticos continentais, como é o caso das redes de deriva. No entanto, este método está necessariamente dependente da existência de caudal durante todo o período de amostragem (Humphries *et al.*, 2002; Marchetti *et al.*, 2004). Nos tributários do Guadiana, o caudal diminui acentuadamente na primavera/verão. Assim, as armadilhas de luz foram as escolhidas por não estarem dependentes do caudal e serem preferencialmente utilizadas em zonas de *pool* ou corrente fraca, garantindo uma amostragem continuada e padronizada (Ribeiro *et al.*, 2012). As armadilhas luminosas também são adequadas quando os locais de amostragem apresentam vegetação densa (Kissick, 1993) e profundidade muito variável (Humphries *et al.*, 2002).

Na margem de cada local de amostragem, foram colocadas três armadilhas de luz, em zonas de *pool*, após um *riffle* e sempre que possível na presença de vegetação com valor de abrigo, evitando-se locais onde a profundidade mínima fosse inferior a 25 centímetros. Cada armadilha foi ancorada à margem e distava de pelo menos cinco metros da seguinte. As armadilhas foram colocadas no crepúsculo e recolhidas aproximadamente duas horas depois. As amostras foram preservadas numa solução de formol (4% neutralizado), no local.

Caracterização físico-química da água e morfológica dos locais de amostragem

A caracterização físico-química da água foi determinada em todos os dias de amostragem e envolveu o registo de quatro parâmetros físico-químicos: pH, condutividade ($\mu\text{s}/\text{cm}$), oxigénio dissolvido (mg/L e %) e temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) (Tabela 4). As medições foram feitas sempre no meio da coluna de água, numa zona média entre as armadilhas. O aparelho utilizado para as medições foi a sonda multiparâmetros WTW-Multiline.

De forma a determinar a qualidade da água dos locais amostrados (Tabela 5), foram recolhidas amostras de água para determinação de cinco parâmetros: amónia (NH_4), nitritos (NO_2), fosfato (P_2O_5), sólidos suspensos totais (SST) e carência bioquímica de oxigénio (BOD) (Tabela 5). As análises da água foram efetuadas no laboratório de ecologia aquática do Departamento de Paisagem Ambiente e Ordenamento, segundo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1998).

A morfologia de cada local (Tabela 6), em cada data de amostragem, foi determinada pela média das medições nos três locais das armadilhas. Nessa caracterização consideraram-se as seguintes variáveis: profundidade média (cm), percentagem de tipo de abrigo (vegetação, rocha, raízes e detritos lenhosos), tipo de substrato dominante e subdominante: 1 - vasa, areia fina $<0,02\text{mm}$; 2 - areia, areão e saibro de 1 a 5mm; 3 - cascalho e pedras miúdas (5 a 50mm); 4 - pedras (50 a 150mm) e 5 - calhaus/blocos ($> 150\text{ mm}$), grau de turvação (de 0 = sem turvação a 4 = muito turva) e velocidade de corrente (m/s). O caudal (m^3/s) foi determinado no troço de amostragem por intermédio do aparelho Micro-Molinete C2 da marca OTT.

Tabela 4: Caracterização físico-química dos locais durante o período de amostragem: Temperatura (Temp, °C), condutividade (Cond, µs/cm), pH, oxigénio dissolvido (OD, mg/L), turvação (Turv) e caudal (Caud, m³/s). Média ± desvio-padrão (mínimo – máximo), “-” – valores não determinados.

		Assumar	Mosteiros	Murtigão	Santo Amador	Moinho das Mestras	Azambuja	Vascão
2011	Temp	23,8±3,4 (19,3-29)	17,9±4,3 (10,8-25,0)	22,5±3,7 (15,5-26,8)	24,1±3,0 (19,8-28,2)	21,4±4,7 (12,8-27,7)	18,8±3,2 (12,4-22,9)	-
	Cond	145±16 (124-174)	87±9 (77-107)	131±24 (102-176)	332±38 (264-387)	447±99 (313-589)	682±102 (429-770)	-
	pH	7,8±0,3 (7,4-8,3)	7,6±0,1 (7,4-7,9)	8,2±0,5 (7,3-9,0)	8,6±0,5 (7,8-9,4)	8,2±0,3 (7,8-8,8)	7,9±0,1 (7,6-9,9)	-
	OD	10,0±2,4 (7,5-15,1)	7,8±1,7 (5,5-10,3)	10,6±1,4 (8,4-12,6)	11,7±2,9 (7,5-16,4)	8,7±2,3 (5,0-12,5)	7,8±1,7 (5,2-10,5)	-
	Turv	2±0,6 (1-3)	1,4±0,5 (1-2)	2,5±0,5 (2-3)	2,7±0,5 (2-3)	3,2±0,6 (2-4)	3,2±0,6 (2-4)	-
	Caud	0,45±0,36 (0,08-2,09)	0,36±0,12 (0,14-0,52)	0,55±0,61 (0,04-1,53)	1,69±1,07 (0,62-2,77)	0,94±0,71 (0,01-1,78)	0,30±0,21 (0,09-0,70)	-
2012	Temp	20,5±4,5 (13,9-25,8)	15,3±3,5 (13,7-22,5)	23,4±4,6 (17,6-29,3)	24,5±5,0 (17,6-31,8)	22,0±4,3 (16,3-28,7)	18,2±3,0 (14,9-23,5)	23,5±3,9 (17,5-28,3)
	Cond	192±18 (164-220)	155±55 (113-265)	193±18 (168-225)	392±67 (400-574)	665±40 (609-740)	730±18 (712-768)	373±52 (281-441)
	pH	7,9±1,3 (5,5-9,4)	6,9±0,7 (6,3-8,4)	8,3±0,7 (7,7-9,5)	8,7±0,4 (8,3-9,5)	8,2±0,2 (8,1-8,5)	7,6±0,2 (7,19-7,9)	7,9±0,6 (6,9-8,3)
	OD	9,6±2,1 (8,8-14,7)	5,1±3,3 (1,6-9,8)	10,2±1,8 (8,1-12,8)	10,9±3,0 (6,8-15,5)	10,5±2,9 (8,2-16,3)	7,6±1,6 (5,4-10,37)	8,8±0,83 (7,55-9,99)
	Turv	2±1,3 (0-4)	2,5±0,76 (1-3)	2,7±0,5 (2-3)	2,83±1,97 (1-4)	2,5±1 (1-4)	2,5±1 (1-4)	0
	Caud	0,05±0,06 (0-0,17)	0,07±0,05 (0,01-0,14)	0,006±0,008 (0-0,02)	0,69±0,51 (0,1-1,41)	0,18±0,31 (0,01-0,8)	0,17±0,1 (0,06-0,34)	0,22±0,2 (0-0,51)

Tabela 5: Caracterização dos parâmetros de qualidade da água em mg/L durante o período de amostragem em 2012: Amónia, Nitritos, Fosfatos, Sólidos suspensos totais (SST) e carência bioquímica de oxigénio (BOD). Média ± desvio-padrão (mínimo – máximo).

		Assumar	Mosteiros	Murtigão	Santo Amador	Moinho das Mestras	Azambuja	Vascão
2012	Amónia	0,02±0,02 (0-0,05)	2,6±3,1 (0,1-8,1)	0,12±0,3 (0-0,7)	0,1±0,2 (0-0,6)	0,03±0,1 (0-0,14)	0,3±0,2 (0,1-0,6)	0,05±0,1 (0-0,3)
	Nitritos	0,01±0,02 (0-0,05)	0,1±0,04 (0-0,11)	0	0,01±0,1 (0,04-0,3)	0,0±0,0 (0-0,01)	0,3±0,1 (0,1-0,4)	0,0±0,0 (0-0,001)
	Fosfato	0,12±0,09 (0-0,27)	0,5±0,45 (0,1-1,3)	0,1±0,1 (0-0,19)	0,17±0,1 (0,04-0,3)	0,9±1,6 (0-4,4)	0,6±0,1 (0,5-0,7)	0,0-0,0 (0-0,04)
	SST	23,9±16,7 (4,8-45,6)	27,8±22,6 (5,7-67,6)	23±10,6 (9,1-37,2)	17,1±6,8 (10,1-29)	23,4±13,5 (7-48,6)	19,3±10,1 (5,4-36,6)	3,2±3,5 (1,1-10,8)
	BOD	7,73±7,8 (0,6-21,9)	17,5±15,9 (2,4-41,9)	6,5±5,9 (1-17,4)	11,1±14,1 (0,6-41,6)	3,6±2,9 (0,6-7,3)	4,2±0,7 (3,5-4,8)	2,4±1,4 (0,8-4,2)

Tabela 6: Caracterização morfológica dos locais de amostragem: profundidade média (Prof. média, cm), tipo de substrato dominante (Subs. Dom.) e subdominante (Subs. Sub-dom.), velocidade de corrente (Vel. Corr., m/s) e percentagem de tipo de abrigo total (Abrigo, %) e de vegetação (Vegetação, %), rocha (Rochas, %), raízes (Raízes, %) e detritos lenhosos (só em 2012, Det. Lenhosos, %). Média \pm desvio-padrão (mínimo – máximo), “-” – valores não determinados.

		Assumar	Mosteiros	Murtigão	Santo Amador	Moinho das Mestras	Azambuja	Vascão
2011	Prof. média	0,4 \pm 0,1 (0,3-0,5)	0,5 \pm 0,1 (0,3-0,7)	0,5 \pm 0,1 (0,3-0,7)	0,6 \pm 0,1 (0,4-0,8)	0,6 \pm 0,1 (0,40-0,70)	0,5 \pm 0,1 (0,4-0,8)	-
	Subs. Dom.	1,9 \pm 1,0 (1,0-5,0)	1,7 \pm 0,5 (1-3)	2,5 \pm 1,3 (1-5)	1,7 \pm 0,7 (1-3)	1,9 \pm 0,3 (1-2)	2,2 \pm 0,9 (1-5)	-
	Subs. sub-dom.	2,8 \pm 1,5 (1-5)	2,2 \pm 0,9 (1-3)	2,8 \pm 1,0 (2-5)	2,5 \pm 1,2 (1-3)	2,0 \pm 0,8 (1,0-4,0)	2,5 \pm 1,1 (1-5)	-
	Vel. Corr.	0,02 \pm 0,05 (0,0-0,15)	0,05 \pm 0,06 (0-0,2)	0,01 \pm 0,03 (0-0,10)	0,01 \pm 0,02 (0-0,05)	0,01 \pm 0,03 (0,0-0,1)	0,04 \pm 0,04 (0-0,1)	-
	Abrigo	61,7 \pm 13,8 (40,0-90,0)	33,0 \pm 14,1 (10-60)	51,3 \pm 23,0 (10-100)	69,5 \pm 25,7 (30-100)	41,5 \pm 12,4 (20,0-60,0)	42,6 \pm 14,0 (20-80)	-
	Vegetação	73,3 \pm 26,5 (30-100)	41,1 \pm 39,8 (0-100)	62,9 \pm 39,8 (0-100)	84,8 \pm 27,5 (0-100)	71,9 \pm 26,0 (0,0-100)	19,6 \pm 25,6 (0-80)	-
	Rochas	21,7 \pm 23,2 (0-70)	3,0 \pm 10,1 (0-50)	21,3 \pm 31,8 (0-100)	15,2 \pm 27,5 (0-100)	0	4,8 \pm 8,8 (0-30)	-
	Raízes	5 \pm 11,7 (0-40)	55,9 \pm 40,3 (0-100)	15,8 \pm 29,4 (0-80)	0	28,2 \pm 26,0 (0-100)	75,6 \pm 28,9 (20-100)	-
2012	Prof. média	0,4 \pm 0,1 (0,3-0,7)	0,5 \pm 0,1 (0,25-0,8)	0,4 \pm 0,1 (0,3-0,6)	0,4 \pm 0,09 (0,3-0,6)	0,4 \pm 0,1 (0,3-0,7)	0,5 \pm 0,2 (0,3-1)	0,6 \pm 0,2 (0,3-1,2)
	Subs. Dom.	3,3 \pm 1,5 (1-5)	2,4 \pm 1,4 (1-4)	3,4 \pm 0,7 (2-5)	2,8 \pm 1,6 (1-5)	1,8 \pm 0,7 (1-3)	1,7 \pm 1,2 (1-5)	4 \pm 0,7 (1-5)
	Subs. sub-dom.	2,9 \pm 1,7 (1-5)	3,3 \pm 1,5 (1-5)	1,9 \pm 1,0 (1-4)	2,6 \pm 1,3 (1-5)	2,2 \pm 1,5 (1-5)	2,2 \pm 1,5 (1-5)	3,2 \pm 0,9 (1-5)
	Vel. Corr.	0,03 \pm 0,05 (0-0,1)	0,05 \pm 0,08 (0-0,2)	0 \pm 0 (0-0,001)	0	0 \pm 0 (0-0,002)	0,02 \pm 0,03 (0-0,1)	0,03 \pm 0,06 (0-0,2)
	Abrigo	48,0 \pm 19,2 (15-90)	25,8 \pm 15,4 (10-70)	46,4 \pm 29,9 (0-90)	53,9 \pm 22,6 (20-90)	47,2 \pm 20,2 (0-100)	31,4 \pm 15,4 (10-60)	43,1 \pm 15,3 (15-70)
	Vegetação	52,9 \pm 35,7 (0-100)	13,9 \pm 27,9 (0-100)	68,3 \pm 39,6 (0-100)	93,9 \pm 18,0 (30-100)	82,2 \pm 32,8 (0-100)	25 \pm 37,9 (0-100)	38,6 \pm 39 (0-100)
	Rochas	39,9 \pm 32,6 (0-100)	34,2 \pm 35,4 (0-100)	17,2 \pm 31 (0-100)	6,1 \pm 18,0 (0-70)	7,8 \pm 15,5 (0-60)	5 \pm 12,9 (0-50)	47,5 \pm 41,9 (0-100)
	Raízes	1,7 \pm 6,9 (0-30)	29,7 \pm 38,9 (0-100)	5,6 \pm 22,9 (0-100)	0	10 \pm 28,5 (0-100)	30,8 \pm 37,5 (0-100)	13,3 \pm 29,6 (0-100)
	Det.lenhosos	5,6 \pm 22,9 (0-100)	22,2 \pm 41,6 (0-100)	0	0	0	33,6 \pm 36,7 (0-100)	0

Identificação do material biológico

No laboratório, procedeu-se à triagem do material recolhido pelas armadilhas e os exemplares foram seguidamente conservados em etanol a 70%.

A identificação dos exemplares foi realizada até ao menor nível taxonómico, recorrendo às chaves dicotómicas de Auer (1982), Pinder (2001) e Ribeiro (dados não publicados), sendo posteriormente complementadas ao nível do género com descrições de géneros próximos de ciprinídeos europeus (Penaz, 1974; Krupka 1988; Bohlen, 2000) e de ciprinídeos ibéricos (Carvalho, 2001; Carrapato e Ribeiro, 2012). Para as quatro espécies do género *Luciobarbus* existentes no Guadiana, apenas foi possível a identificação até ao género. O mesmo ocorreu para as duas espécies de *Squalius*, assim como para as espécies *Pseudochondrostoma willkommii* e *Iberochondrostoma lemmingii*, que foram incluídas num grupo único designado por *Chondrostoma*.

Tratamento dos dados

Para uniformizar os dados das capturas de larvas resultantes de diferentes esforços de amostragem, dado que o tempo de iluminação não foi constante, os números totais de larvas capturadas por armadilha foram padronizados em número de larvas capturadas por hora de iluminação após o anoitecer (CPUE - *Catch Per Unit Effort*). A hora do crepúsculo foi determinada pelos dados do Observatório Astronómico Nacional, não sendo considerado o tempo de iluminação que antecedeu essa hora.

O valor de CPUE por data de amostragem resulta da média dos CPUEs das três armadilhas, em cada momento de amostragem. Foi ainda determinado o CPUE por local de amostragem que resulta da média de todas as amostragens realizadas ao longo do período considerado.

A frequência de ocorrência foi calculada para cada espécie por local de amostragem através da soma do número de vezes que ocorria, dividido pelo número total de amostragens desse mesmo local.

Variação espacial, anual e temporal da comunidade

Índices Ecológicos

Para analisar a comunidade larvar presente nos locais amostrados, foram calculados índices ecológicos para cada dia de amostragem, concretamente riqueza, diversidade e equitabilidade.

A riqueza taxonómica (S) por local foi determinada pela soma do número de taxa nesse mesmo local.

A diversidade foi calculada segundo o índice de Shannon-Wiener (Krebs, 1989; Bernardo, 1995),

$$H' = - \sum_{i=0}^n p_i \ln(p_i)$$

onde p_i é a proporção da espécie em relação ao número total de indivíduos nesse local. Este índice mede a diversidade larvar, em que quanto maior o valor de H' , maior é a diversidade.

A Equitabilidade de Pielou (Krebs, 1989) foi determinada através de

$$J' = \frac{H'}{H'_{\text{máx}}}, \quad H'_{\text{máx.}} = \ln(S)$$

que relaciona a diversidade de Shannon-Wiener com a riqueza (S). Este índice varia entre 0 e 1, com o máximo valor de J' a indicar que todos os taxa estão representados com a mesma abundância (Krebs, 1989).

Análise da variação espacial, temporal e anual

Para realizar uma comparação fidedigna entre os dois anos de amostragem para estes índices, apenas foram consideradas as amostragens cujo período de amostragem foi coincidente (de Abril a Junho), logo, as amostragens de Março e Julho de 2011 não foram consideradas nesta comparação. Inicialmente avaliou-se a normalidade da distribuição dos dados obtidos através do teste de Shapiro-Wilk, e a homogeneidade das variâncias dos diferentes grupos considerados, com o teste de Levene (Zar, 1999). Após as transformações destes dados, estes pressupostos não foram satisfeitos tendo sido realizados testes não-paramétricos para a comparação dos valores de CPUE e índices ecológicos entre os diferentes grupos (Zar, 1999).

Para comparar os valores de CPUE e dos índices ecológicos entre os locais de amostragem foi usado o teste de Kruskal-Wallis, separadamente em 2011 e em 2012.

O teste de Mann-Whitney foi realizado para avaliar a existência de diferenças entre os dois anos amostrados (todos os locais no ano 2011 e todos os locais no ano 2012), assim como entre os dois anos, mas para o mesmo local (local A ano 2011 e local A ano 2012).

A variação sazonal da comunidade larvar foi representada graficamente, com a média de CPUEs de cada local de amostragem em cada ano e a respetiva riqueza taxonómica.

Os picos de ocorrência correspondem ao momento de amostragem em que cada taxa ocorreu simultaneamente em vários locais, não correspondendo aos maiores valores de CPUE.

Análise de grupos: uPGMA e nMDS

Com o objetivo de identificar relações de similaridade entre os taxa e os locais de amostragem, foram realizadas duas análises de classificação. Primeiro foi feita uma análise hierárquica de grupos (uPGMA) e posteriormente uma *non-metric multidimensional scaling* (nMDS) no programa R, com os *packages* *vegan* e *isoMDS* (R Development Core Team).

Para tal foram construídas duas matrizes de dados, considerando uma matriz com os CPUE médios de cada taxa capturado por local e ano, e uma segunda matriz com os locais de amostragem em cada ano e respetivo CPUE médio de cada taxa. Ou seja, os dados utilizados são os mesmos, mas a orientação da matriz foi alterada para dar relevância às espécies ou aos locais.

Os valores de CPUE médio por local de amostragem foram estandardizados com a transformação raiz à quarta ($\sqrt[4]{x}$), diminuindo a grande variabilidade dos CPUE entre locais (McCune e Grace, 2002).

Não foram considerados os meses de Março e Julho do ano 2011, os taxa com frequência de ocorrência inferior a 5% (*M. salmoides*, *S. lucioperca* e *A. melas*), assim como as datas de amostragem sem nenhum taxa capturado, seguindo o procedimento similar realizado por outros autores (McCune e Grace, 2002; Auth e Brodeur, 2006; Ramos *et al.*, 2006).

Sobre as duas matrizes de dados (espécies e locais de amostragem) foi calculado o índice de dissimilaridades de Bray-Curtis. Os dendrogramas das análises hierárquicas de grupos (uPGMA) foram feitos com o método de ligação de grupos por distância média, procedimento mais conservativo (McCune e Grace, 2002).

Os grupos foram aferidos através da determinação do nível de corte, com o objetivo de produzir grupos ecologicamente interpretáveis, segundo as indicações em McCune e Grace (2002). Posteriormente às análises hierárquicas, foram realizadas as nMDS, usando a mesma matriz de distâncias.

Os níveis de *stress* do nMDS foram minimizados com 30 reinícios aleatórios, de forma a obter níveis de stress significativos, inferiores a 15%. Foi usada uma ordenação de duas dimensões, porque o stress era suficientemente baixo (<15%) e não era justificavelmente reduzido com uma terceira dimensão (McCune & Grace 2002).

Comparação da comunidade piscícola larvar e adulta e sua relação com a degradação

Presença/ausência dos adultos e larvas e índice de Jacob

Com o objetivo de medir o recrutamento e compreender se a sua maior ou menor expressão se relaciona com degradação ambiental, realizou-se uma análise entre a presença/proporcionalidade de larvas em relação à presença/proporcionalidade de adultos. Desta forma, foram comparadas as ocorrências de larvas e adultos dos diferentes taxa e posteriormente foi aplicado o índice de seletividade de Jacobs (Jacobs, 1974) para cada local de amostragem, por ano. O índice de seletividade foi determinado por:

$$D = \frac{r - p}{r + p - 2rp}$$

onde *r* representa o CPUE médio (em percentagem do total) do taxa *i* no estágio larvar e *p* representa a abundância em adulto (em percentagem do total) do respectivo taxa *i*. Este índice relaciona a proporção de adultos em relação à proporção de larvas, podendo variar dentro do intervalo de [-1; 1], em que -1 significa ausência de larvas e presença de adultos, 0 representa ausência de larvas e de adultos ou abundâncias equivalentes e 1 representa a presença de larvas e ausência de adultos. O índice de Jacobs foi calculado para cada espécie capturada em cada ano e comparado entre locais ao longo do gradiente de degradação definido na Tabela 2. Os gráficos de

Jacobs apenas foram feitos para os taxa em que a ocorrência de larvas superava quatro locais de amostragem. No caso dos ciprinídeos nativos em que não foi possível fazer a identificação das larvas até à espécie, os indivíduos adultos também foram agrupados pelos géneros *Luciobarbus*, *Chondrostoma* e *Squalius*, de forma a poder ser comparável com as larvas.

Utilizando o mesmo índice, foi realizada uma comparação global para os taxa nativos e para os taxa exóticos. Para isso, fez-se a média dos CPUEs de todas as larvas nativas e larvas exóticas, e a média das abundâncias de todos os adultos nativos e adultos exóticos, aplicando-se o índice sobre estes valores.

Correlações de Pearson

De forma a determinar a existência de relações entre o índice de Jacob para os taxa analisados e para os grupos de taxa nativos e exóticos, com as classificações dos locais de amostragem segundo as variáveis FAME, foram feitas correlações de Pearson, no programa R, com o *package Stats* (R Development Core Team). Esta análise de correlações também foi realizada entre o CPUE médio de cada taxa (exceto os taxa com frequência de ocorrência <5%) com as classificações dos locais de amostragem segundo as variáveis FAME.

Avaliação da relação entre as larvas e os fatores ambientais

Nesta avaliação apenas se usaram os dados do ano 2012, devido à inexistência de alguns dados ambientais do primeiro ano de amostragem.

Correlações de Pearson

Inicialmente foram feitas correlações para tentar encontrar possíveis relações entre o CPUE médio de cada taxa (foram excluídos os taxa com frequência de ocorrência <5%) e grupos de taxa nativos e exóticos por local e por data de amostragem, com as variáveis físico-químicas e parâmetros de qualidade da água.

Análise canónica de correspondência: CCA

Foi feita uma análise canônica de correspondência (CCA) a fim de tentar identificar quais as variáveis ambientais de degradação que poderiam interferir no recrutamento dos taxa capturados. Foi usado um modelo de ordenação unimodal, uma vez que uma análise preliminar (análise de correspondência *detrended*) sobre a matriz das espécies revelou um gradiente elevado nos dois primeiros eixos, demonstrando que esta análise é indicada para os dados em questão (terBraak e Smilauer, 1998; McCune e Grace, 2002).

As variáveis ambientais utilizadas foram referentes à qualidade da água, variáveis físico-químicas e variáveis morfométricas de habitat.

Foi construída uma matriz com os taxa capturados em cada local e data de amostragem e outra com as variáveis ambientais de degradação nos mesmos locais e datas de amostragem.

Os taxa com frequência de ocorrência inferior a 5% foram excluídos da análise, assim como as datas de amostragem que tinham valores em falta.

Para padronizar os dados, diminuindo a influência de valores extremos, foi utilizada a transformação $\text{Log}(x+1)$. Nas variáveis de abrigo (vegetação, rocha, raízes e detritos lenhosos), como são dados proporcionais (percentagens), foi aplicada uma transformação angular, $\sqrt{\text{sen}(x)}$, para reduzir a assimetria destes dados (Zar, 1999).

O teste de permutações (299 permutações) aplicado à CCA, teve como objetivo a determinação da significância da análise.

Apenas foram representados graficamente as variáveis ambientais que apresentaram valores de significância inferiores a 0,05, por serem aquelas que influenciam significativamente os taxa capturados.

No gráfico apresentado, foram excluídas as datas de amostragem que apresentavam valores extremos, por poderem estar a condensar a distribuição dos restantes valores.

A análise foi feita no programa R, com os *packages* *vegan* e *CCA* (R Development Core Team).

Resultados

Durante o período de estudo foram colhidas 11.597 larvas (1.088 em 2011 e 10.509 em 2012) e detetados 13 taxa (nove em 2011 e doze em 2012). Deste 13 taxa, seis são nativos (*A. hispanica*, *Luciobarbus spp.*, *C. paludica*, *Chondrostoma spp.*, *Squalius spp.* e *S. fluviatilis*) e sete são exóticos (*A. alburnus*, *A. melas*, *C. carpio*, *L. gibbosus*, *G. holbrooki*, *M. salmoides* e *S. lucioperca*) (Tabela 8). A diversidade média é muito semelhante nos dois anos ($0,54\pm0,46$ e $0,57\pm0,56$), assim como a equitabilidade ($0,38\pm0,29$ e $0,36\pm0,34$).

O taxa mais abundante e mais frequente nos dois anos foi *Squalius spp.*, seguido de *Chondrostoma spp.*, *A. alburnus* e *Luciobarbus spp.* no primeiro ano. No segundo ano, foram também comuns os taxa *L. gibbosus*, *S. fluviatilis*, *Chondrostoma spp.* e *G. holbrooki*. (Figura 2). Em 2011, *G. holbrooki* e *A. hispanica* foram as espécies menos abundantes, enquanto *M. salmoides*, *L. gibbosus*, *A. hispanica* e *S. fluviatilis* foram as espécies menos frequentes (Figura 2). Em 2012, *S. lucioperca* e *A. melas* foram as espécies menos abundantes e menos frequentes, com frequências de ocorrência inferiores a 2% (Figura 2).

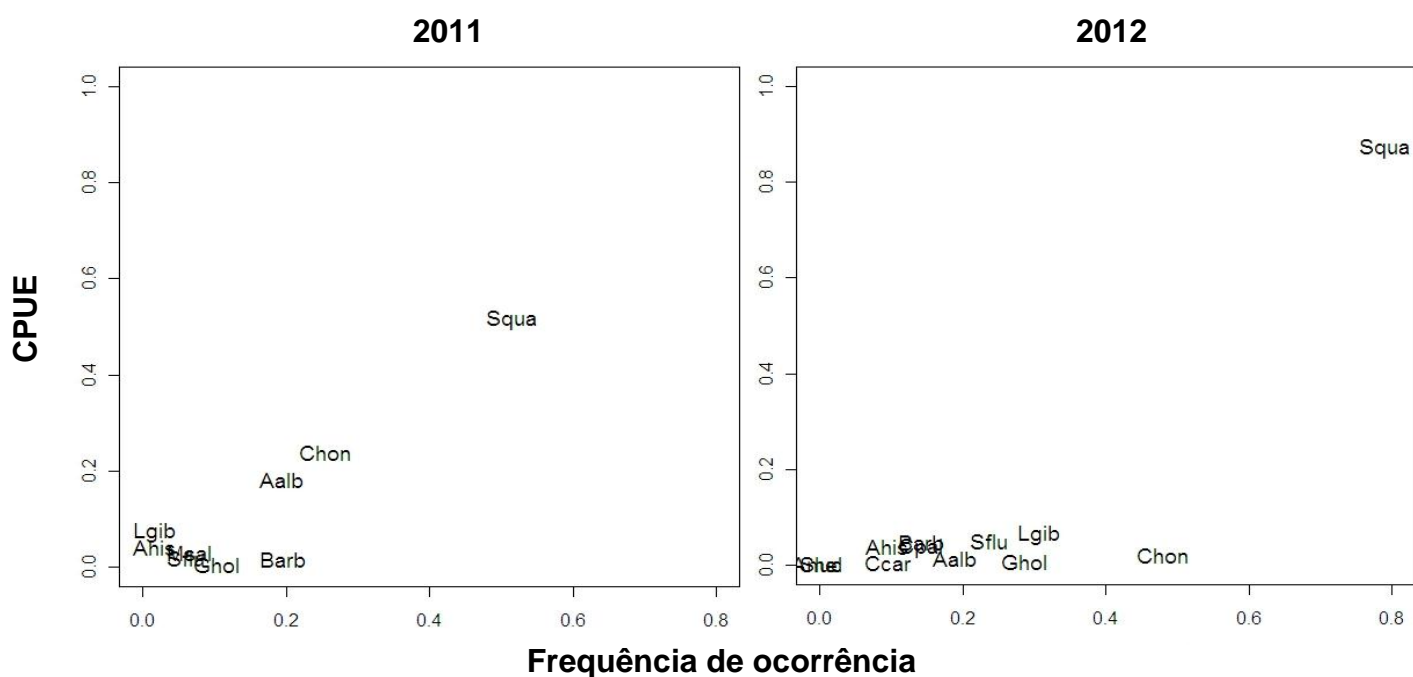


Figura 2: Frequência de ocorrência [0;0,8] e CPUE total [0;1] dos taxa identificados considerando todas as datas e os locais de amostragem em cada ano. Ver códigos das espécies na tabela 1.

Variação anual dos locais amostrados

O número de larvas capturadas aumentou muito entre os dois anos de amostragem. Considerando todos os locais em conjunto, o teste de Mann-Whitney admitiu a existência de diferenças significativas no valor de CPUE (Mann-Whitney, $N=87$; $U=651,5$; $p=0,012$) entre os dois anos de amostragem. No entanto, na análise individual de cada local entre anos, Murtigão foi o único local que apresentou diferenças significativas (Mann-Whitney, $N=12$; $U=3,5$, $p=0,013$) (Tabela 7). Os locais de amostragem Mosteiros e Azambuja foram os únicos que apresentaram um padrão diferente, diminuindo o CPUE entre os anos amostrados (Tabela 8).

A riqueza taxonómica foi significativamente diferente entre os dois anos (Mann-Whitney, $N=87$, $U=543$; $p=0,000$), sendo maior em 2012 (12 taxa) do que em 2011 (9 taxa). Ao nível do local de amostragem verificou-se uma tendência para uma riqueza taxonómica significativamente superior no segundo ano para os locais: Assumar (Mann-Whitney, $N=12$, $U=4$, $p=0,016$), Moinho das Mestras (Mann-Whitney, $N=12$, $U=1$, $p=0,004$), Murtigão (Mann-Whitney, $N=12$, $U=4$, $p=0,016$) e Santo Amador (Mann-Whitney, $N=12$, $U=0,0$, $p=0,004$), enquanto nos restantes locais não houve diferenças significativas na riqueza taxonómica (Tabela 7 e Tabela 8).

Os índices de diversidade e equitabilidade foram semelhantes nos dois anos, não apresentando diferenças significativas considerando todos os locais em conjunto (Mann-Whitney, $N=87$, Diversidade: $U=708$, $p=0,027$; Equitabilidade: $U=725$, $p=0,040$). Esta tendência geral manteve-se para a maioria dos locais de amostragem, existindo diferenças significativas nestes índices entre os dois anos no Moinho das Mestras (Mann-Whitney, $N=12$, $U=3$, $p=0,007$, para os dois índices) e em Santo Amador (Mann-Whitney, $N=12$, $U=4$, $p=0,025$; $U=5$, $p=0,037$) (Tabela 7 e Tabela 8).

Tabela 7: Resultado dos testes estatísticos Mann-Whitney (U) e Kruskal-Wallis (χ^2) para determinação da existência de diferenças significativas entre anos e entre locais nos valores médios de CPUE e índices biológicos: riqueza taxonômica (S), diversidade (H') e equitabilidade (J'). * - $p < 0,05$. N – número de amostras (Mann-Whitney); Df – Graus de liberdade (Kruskal-Wallis).

	N/Df	CPUE	S	H'	J'
Variação entre anos (Mann-Whitney)					
Todos locais	87	651,5 *	543	708 *	725
Assumar	12	9	4 *	6	6
Mosteiros	12	11	17,5	15	15
Santo Amador	12	8	0 *	4 *	5 *
Murtigão	12	3,5 *	4 *	6	6
Moinho das Mestras	12	9	1 *	3 *	3 *
Azambuja	12	14	17,5	14,5	13,5
Vascão	13	20	16,5	20	19
Variação entre locais (Kruskal-Wallis)					
2011	6	12,1	16,5 *	27,2 *	26,7 *
2012	6	12,1	22,8 *	20,3 *	11,5

Tabela 8: Caracterização dos locais de amostragem em relação ao número de larvas capturadas, percentagem de nativas e de exóticas, CPUE médio \pm desvio-padrão por local e índices ecológicos, para o ano 2011 e 2012 (% nat - % nativas, % exót - % exóticas, S_N - riqueza nativas, S_E - riqueza exóticas, H' - diversidade e J' - equitabilidade).

	Locais	CPUE	n.º larvas	% nat	% exót	S_N/S_E	H'	J'
2011	Assumar	4,6 \pm 5,3	94	96,8	1,1	1/1	0,08	0,15
	Mosteiros	13,9 \pm 20,5	285	99,6	0,0	2/0	0,06	0,09
	Moinho das Mestras	3,3 \pm 6,2	79	2,5	97,5	1/2	0,77	0,70
	Azambuja	8,3 \pm 8,7	136	77,2	22,1	3/2	1,18	0,73
	Murtigão	0,1 \pm 0,3	1	100,0	0,0	1/0	0	0
	Santo Amador	15,7 \pm 34,5	310	52,6	47,4	3/2	1,03	0,64
	Vascão	14,9 \pm 15,0	183	100,0	0,0	5/0	0,66	0,41
	Total Média		1088			5/4	-	-
	\pm desvio-padrão	8,7 \pm 5,8		76,2	23,4		0,54 \pm 0,46	0,38 \pm 0,29
2012	Assumar	37,2 \pm 36,3	1765	97,6	1,9	2/2	0,13	0,09
	Mosteiros	2,3 \pm 2,2	75	100,0	0,0	1/0	0	0
	Moinho das Mestras	2,5 \pm 3,0	108	1,9	98,1	1/4	0,95	0,59
	Azambuja	3,9 \pm 6,2	99	73,7	26,3	3/1	0,88	0,63
	Murtigão	160,4 \pm 171,9	5342	99,9	0,1	4/1	0,06	0,04
	Santo Amador	35,2 \pm 26,1	1726	42,9	57,1	6/5	1,63	0,68
	Vascão	42,4 \pm 70,9	1394	100,0	0,0	6/0	0,34	0,19
	Total Média		10509			6/6	-	-
	\pm desvio-padrão	40,6 \pm 51,6		88,9	11,0		0,57 \pm 0,56	0,36 \pm 0,34

Variação espacial da comunidade larvar

Em 2011, o local com maior valor de CPUE foi Santo Amador ($15,7 \pm 34,5$). Por oposição, Murtigão, pertencente à mesma bacia (Ardila) foi o local com menor valor de CPUE ($0,11 \pm 0,3$), onde apenas se capturou um exemplar de *Squalius spp.* durante todo o período amostrado. Em 2012, este local de amostragem (Murtigão), acabou por apresentar o maior valor de CPUE ($160,4 \pm 171,9$) e o menor valor de CPUE foi observado em Mosteiros ($2,3 \pm 2,2$), na bacia do Caia (Tabela 8). Entre os locais amostrados, nem em 2011 nem em 2012 se verificaram diferenças significativas no valor de CPUE (Kruskal-Wallis, $df=6$, $\chi^2=12,07$, $p=0,06$; $\chi^2=12,12$, $p=0,00$) (Tabela 7).

A riqueza taxonómica entre os locais amostrados, tanto em 2011 como em 2012, apresentou diferenças (Kruskal-Wallis, $df=6$, $\chi^2=16,5$, $p=0,011$; $\chi^2=22,7$, $p=0,001$) (Tabela 7). No primeiro ano, Murtigão foi o local que apresentou menor riqueza, com apenas um taxon, enquanto na Azambuja, Santo Amador e Vascão se capturaram cinco taxa. Em 2012, Mosteiros só apresentou um taxon (*Squalius spp.*), enquanto em Santo Amador se capturaram onze e no Vascão seis (Tabela 8). O tipo de agrupamento taxonómico variou muito, desde locais onde a comunidade larvar era constituída exclusivamente por nativos a locais onde os exóticos dominavam. A maior riqueza de espécies nativas foi seis taxa (Vascão 2012 e Santo Amador 2012). Os locais com maior número de espécies exóticas foram Santo Amador (cinco taxa em 2012) e Moinho das Mestras (quatro taxa em 2012) (Tabela 8).

A diversidade das comunidades de larvas variou espacialmente entre os locais de amostragem em 2011 (Kruskal-Wallis, $df=6$, $\chi^2=27,21$, $p=0,000$) e também em 2012 (Kruskal-Wallis, $df=6$, $\chi^2=20,27$, $p=0,002$) (Tabela 7). Os locais de amostragem Azambuja ($H'=1,18$; $H'=0,88$), Santo Amador ($H'=1,03$; $H'=1,63$) e Moinho das Mestras ($H'=0,77$; $H'=0,95$) apresentaram os maiores valores nos dois anos, enquanto Mosteiros ($H'=0,06$) e Assumar ($H'=0,08$) apresentaram os menores valores em 2011 e Murtigão ($H'=0,06$) e Assumar ($H'=0,13$) em 2012.

A equitabilidade das comunidades de larvas também variou espacialmente entre os locais de amostragem, mas a variação só foi significativa em 2011 (Kruskal-Wallis, $df=6$, $\chi^2=26,73$, $p=0,00$) (Tabela 7). Tal como na diversidade, os valores mais elevados foram na Azambuja ($J'=0,73$; $J'=0,63$), Moinho das Mestras ($J'=0,70$; $J'=0,59$) e Santo

Amador ($J'=0,64$; $J'=0,68$) e os menores foram Mosteiros ($J'=0,09$) e Assumar ($J'=0,15$) em 2011 e Murtigão ($J'=0,04$) e Assumar ($J'=0,09$) em 2012 (Tabela 8).

Relativamente à composição das comunidades, em Assumar, Mosteiros (ambos da bacia do Caia) e Murtigão (bacia do Ardila), a percentagem de taxa nativos foi superior a 95%, sendo *Squalius spp.* o taxa que dominou a comunidade nos dois anos (Tabela 8 e Tabela 9). No outro local de amostragem da bacia do Ardila, Santo Amador, a comunidade larvar foi dominada por espécies exóticas (cerca de 60%). O taxon dominante em 2011 foi *A. alburnus* (47%) e em 2012 foi *L. gibbosus* (49%). No entanto, também houve uma grande ocorrência de taxa nativos, principalmente no segundo ano (*Squalius spp.*, *Chondrostoma spp.*, *S.fluviatilis*, *Luciobarbus spp.*, *C. paludica* e *A. hispanica*).

No Moinho das Mestras (bacia do Degebe) a comunidade das larvas foi dominada por espécies exóticas, com valores superiores a 95%. Apenas foi capturado um taxon nativo, *Chondrostoma spp.* (Tabela 9). Nos dois anos, a espécie dominante foi *L. gibbosus* (58% e 64%). Este foi o único local onde se capturou *M. salmoides*, no primeiro ano, assim como *S. lucioperca*, no segundo ano (Tabela 9). No outro local de amostragem da bacia do Degebe (Azambuja), a comunidade de larvas foi dominada por nativas, com valores superiores a 70%. Em 2011, *Chondrostoma spp.* (43%) foi o taxa dominante e *Squalius spp.* o subdominante (35%). Em 2012 foi *Squalius spp.* o taxa dominante (67%), com subdominância de *A. alburnus* (24%).

No Vascão (bacia do Vascão) só se capturaram taxa nativos, com *Squalius spp.* a dominar a comunidade (62% e 90%). No primeiro ano, *Chondrostoma spp.* (3,2%) foi o taxa subdominante, enquanto em 2012 foi *Luciobarbus spp.* (3,6%). Ocorreram ainda *S. fluviatilis*, *A. hispanica* e *C. paludica* (Tabela 9).

Tabela 9: Média do CPUE \pm Desvio-padrão (Mínimo – máximo) dos taxa capturados nos locais de amostragem em cada ano. Taxon dominante em cada local a negrito. Os códigos das espécies estão na tabela 1.

Taxa	Assumar		Mosteiros		Santo Amador		Murtigão		Moinho das Mestras		Azambuja		Vascão	
	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012
<i>A.his</i>	0	0	0	0	0	0,01 \pm 0,02 (0-0,06)	0	0,3 \pm 0,6 (0-1,5)	0	0	0	0	0,1 \pm 0,3 (0-0,9)	0,2 \pm 0,4 (0-1,1)
<i>Barb.</i>	0	0	0	0	0,4 \pm 0,6 (0-1,7)	1,0 \pm 1,4 (0-3,8)	0	0	0	0	0,3 \pm 0,6 (0-2)	0	0,2 \pm 0,2 (0-0,5)	1,6 \pm 3,2 (0-8,7)
<i>C.pal</i>	0	0	0	0	0	0,9 \pm 1,3 (0-3,4)	0	0	0	0	0	0	0	0,2 \pm 0,4 (0-0,9)
<i>Chon.</i>	0	0,1 \pm 0,2 (0-0,5)	0,14 \pm 0,4 (0-1,3)	0	6,6 \pm 15,7 (0-45)	2,2 \pm 3,5 (0-9,8)	0	0,9 \pm 1,3 (0-3,3)	0,1 \pm 0,2 (0-0,7)	0,1 \pm 0,1 (0-0,17)	3,5\pm5,5 (0-13,3)	0,3 \pm 0,3 (0-0,8)	2,9 \pm 5,0 (0-13,2)	1,4 \pm 1,7 (0-4,2)
<i>Squa.</i>	4,5\pm5,8 (0-14,5)	36,2\pm36,7 (0,6-86,9)	13,8\pm20,6 (0-68,6)	2,3\pm2,2 (0-6,2)	1,4 \pm 1,6 (0-4,9)	7,2 \pm 4,8 (0,3-16,4)	0,1\pm0,3 (0-0,8)	159\pm167 (0-460,7)	0	0	2,9 \pm 3,4 (0-8,7)	2,7\pm5,4 (0-14,6)	6,4\pm10,9 (0-33,2)	38,3\pm65,9 (0-184,2)
<i>S.flu</i>	0	0	0	0	0	2,2 \pm 3,5 (0-9,8)	0	0,1 \pm 0,1 (0-0,4)	0	0	0	0,1 \pm 0,2 (0-0,5)	0,9 \pm 2,3 (0-6,8)	0,8 \pm 1,3 (0-3,5)
<i>A.alb</i>	0	0	0	0	7,4\pm16,8 (0-48,6)	2,1 \pm 2,6 (0-7,7)	0	0	0	0	1,5 \pm 1,8 (0-4,4)	0,9 \pm 1,4 (0-3,5)	0	0
<i>A.mel</i>	0	0	0	0	0	0,2 \pm 0,4 (0-1,0)	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C.car</i>	0	0	0	0	0	0,7 \pm 0,8 (0-2,4)	0	0	0	0,1 \pm 0,2 (0-0,5)	0	0	0	0
<i>G.hol</i>	0,1 \pm 0,1 (0-0,3)	0,3 \pm 0,4 (0-1,2)	0	0	0,02 \pm 0,05 (0-0,14)	0,5 \pm 0,5 (0-1,5)	0	0	0	0,7 \pm 0,7 (0-2,0)	0,1 \pm 0,1 (0-0,4)	0	0	0
<i>L.gib</i>	0	0,4 \pm 0,8 (0-2,2)	0	0	0	16,4\pm22,4 (0-63,7)	0	0,1 \pm 0,3 (0-0,7)	1,9\pm5,5 (0-17,5)	1,6\pm2,7 (0-7,6)	0	0	0	0
<i>M.sal</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1,3 \pm 3,7 (0-11,9)	0	0	0	0	0
<i>S.luc</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1 \pm 0,0 (0-0,3)	0	0	0	0

Variação sazonal da comunidade larvar

De uma forma geral, ao longo do período de amostragem, houve sempre captura de larvas, no entanto, a ocorrência dos vários taxa não é simultânea entre os diferentes locais.

Squalius spp. foi o taxa com período de ocorrência mais longo, estando presente durante todo o período de amostragem (Março até Julho) (Figura 3). Em 2011, o seu pico de ocorrência foi no final de Maio enquanto em 2012 variou entre o final de Abril e início de Junho (Figura 3).

Luciobarbus spp., *Chondrostoma spp.* e *S. fluviatilis* começaram a ocorrer geralmente no início do período de amostragem (Março e Abril). Os dois primeiros taxa, em ambos anos, têm como pico de ocorrência o mês de Maio. *Salaria fluviatilis* apenas ocorre em Março em 2011, enquanto em 2012 os seus picos são no início de Maio e final de Junho (Figura 3).

O ciprinídeo exótico *A. alburnus* foi detetado pela primeira vez no início de Abril nos dois locais onde ocorreu. As capturas desta espécie prolongaram-se até ao início de Junho em Santo Amador e na Azambuja até ao final da amostragem. No primeiro ano o seu pico ocorre no fim de Maio enquanto no segundo ano a sua ocorrência é desfasada entre os dois locais de amostragem em que foi capturado, não existindo um padrão claro (Figura 3).

As outras duas exóticas mais comuns e abundantes, *G. holbrooki* e *L. gibbosus* ocorreram geralmente mais tarde, a partir de Maio, tendo-se observado apenas uma ocorrência em Abril (Assumar 2011 para *G. holbrooki* e Santo Amador 2012 para *L. gibbosus*), ocorrendo até ao final do período de amostragem. No primeiro ano, *G. holbrooki* não tem pico de ocorrência, pois só ocorre duas vezes e em épocas diferentes, enquanto em 2012 o seu pico foi durante o mês de Junho. *L. gibbosus* só ocorre uma vez em 2011 (início Junho) e em 2012 os seus picos de ocorrência foram no final de Maio e início de Junho (Figura 3).

A. hispanica e *C. paludica* e as exóticas *S. lucioperca*, *C. carpio*, *M. salmoides* e *A. melas* ocorreram esporadicamente entre Abril e Maio.

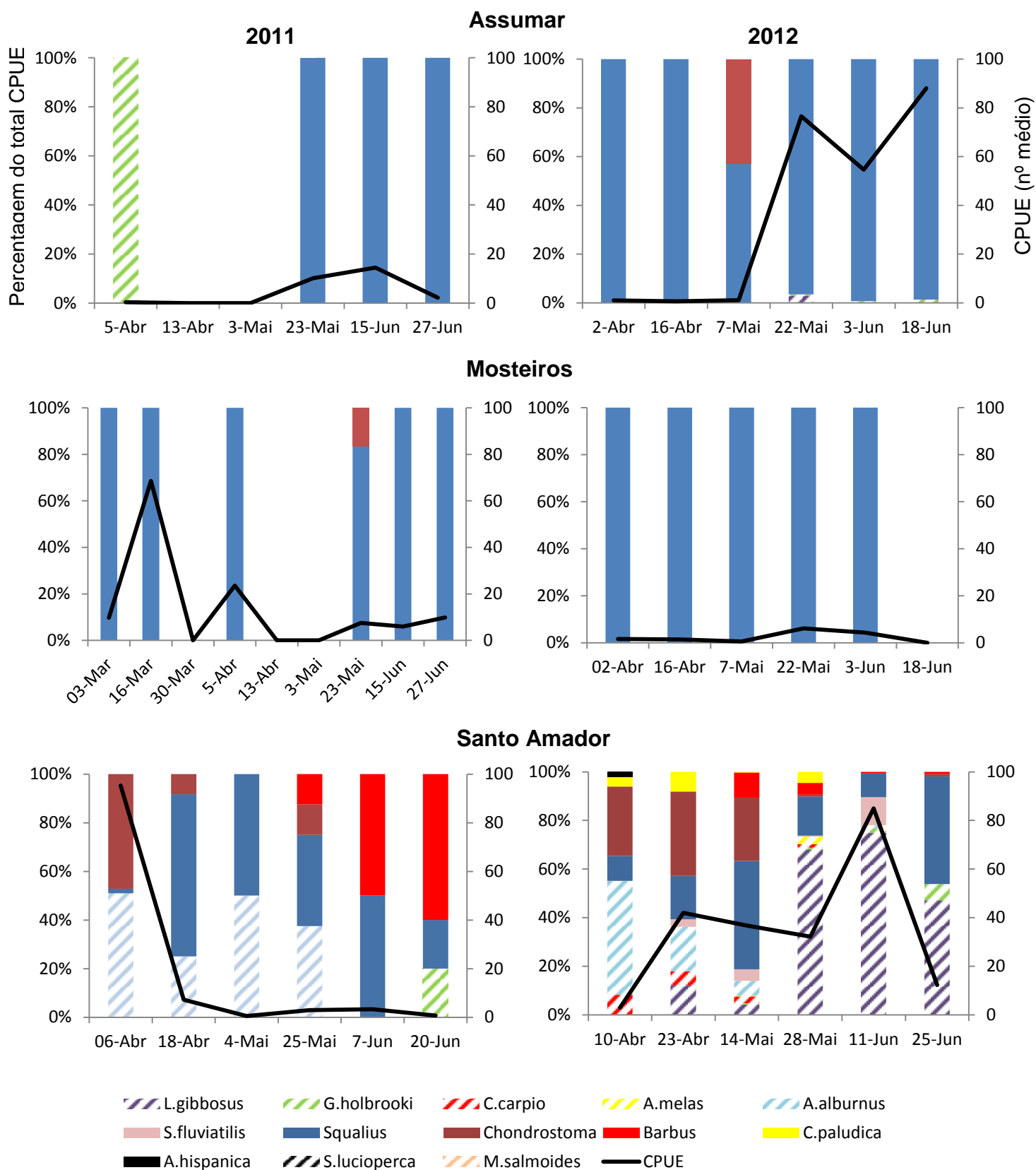


Figura 3: Composição da comunidade larvar (em percentagem) e variação do CPUE médio em cada momento de amostragem, em 2011 (à esquerda) e 2012 (à direita). Os taxa a cheio representam os indivíduos nativos e os listados os exóticos. O valor médio de CPUE em cada dia de amostragem está representado pela linha preta.

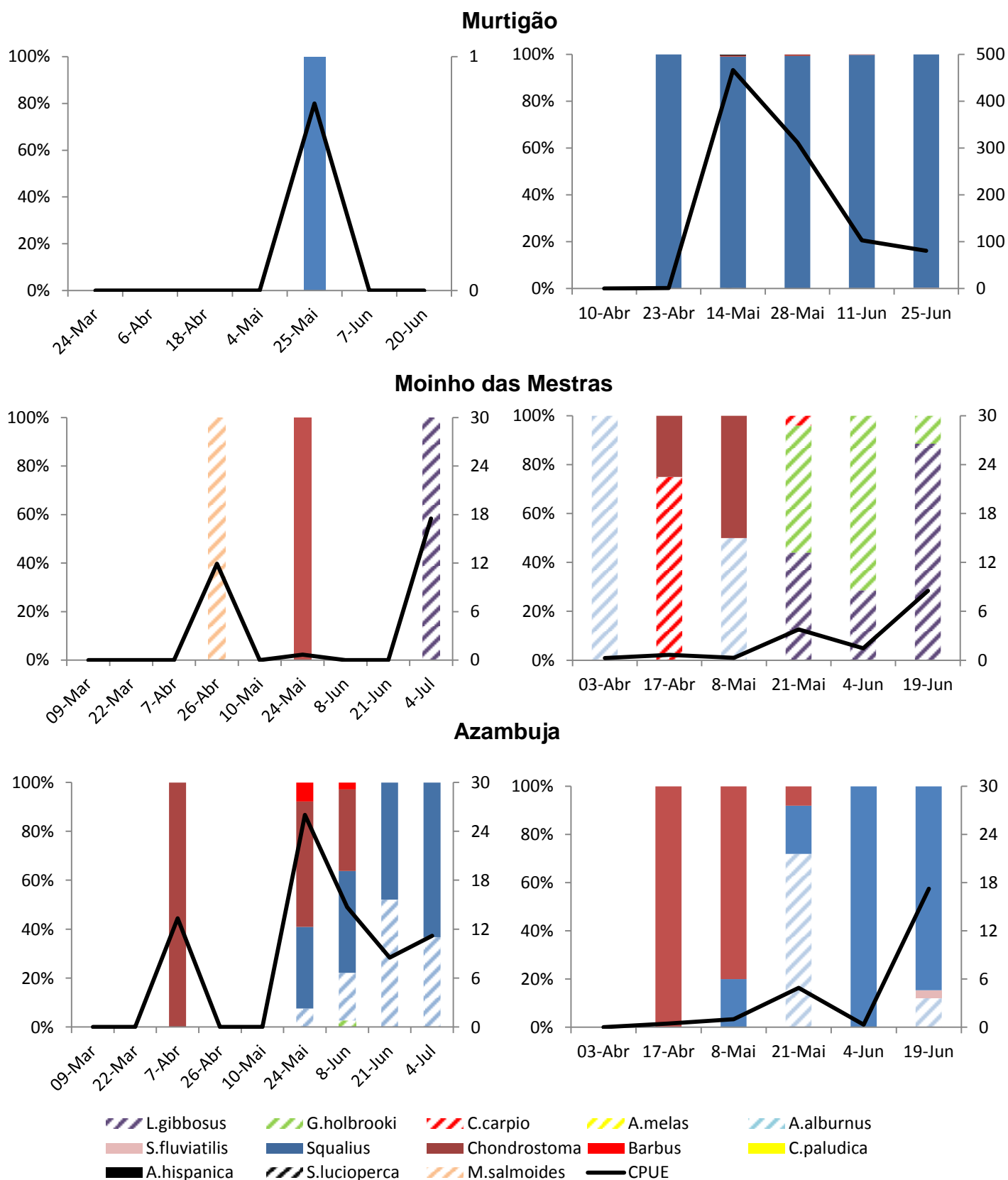


Figura 3: Composição da comunidade larvar (em percentagem) e variação do CPUE médio em cada momento de amostragem, em 2011 (à esquerda) e 2012 (à direita). Os taxa a cheio representam os indivíduos nativos e os listados os exóticos. O valor médio de CPUE em cada dia de amostragem está representado pela linha preta.

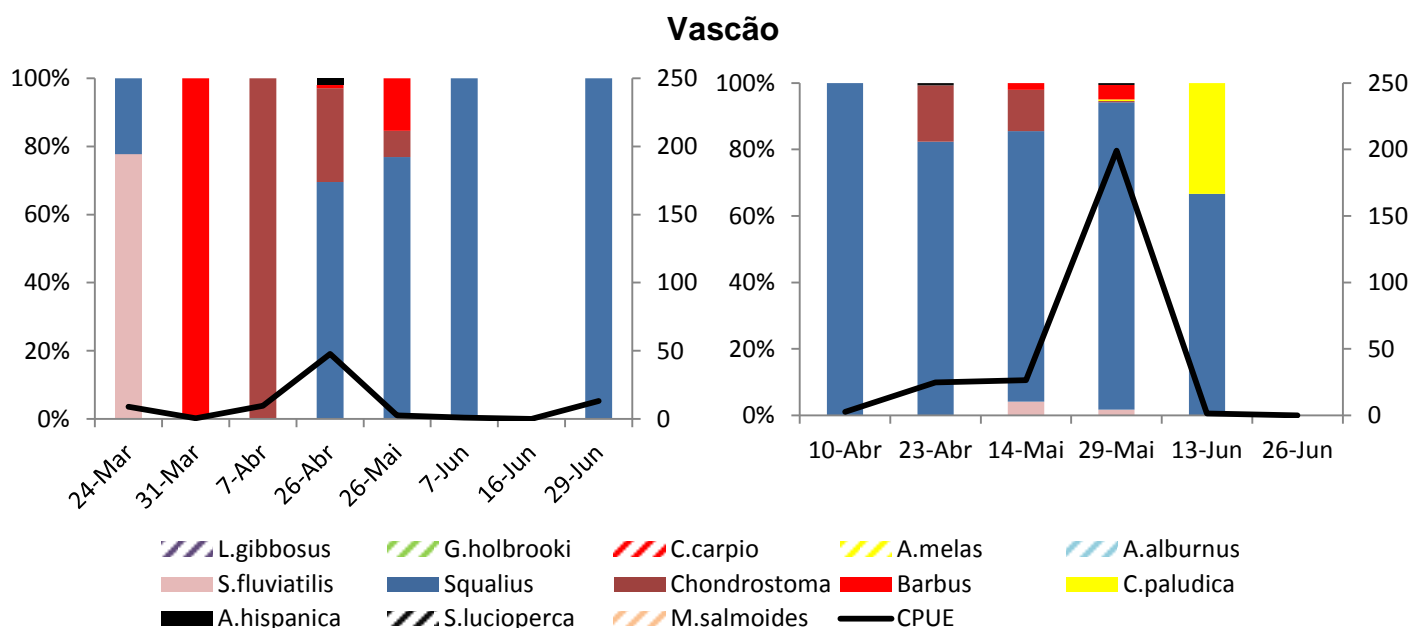


Figura 3: Composição da comunidade larvar (em percentagem) e variação do CPUE médio em cada momento de amostragem, em 2011 (à esquerda) e 2012 (à direita). Os taxa a cheio representam os indivíduos nativos e os listados os exóticos. O valor médio de CPUE em cada dia de amostragem está representado pela linha preta.

Análise geral da comunidade larvar

Os locais e as espécies para os dois anos de amostragem foram agrupados com base numa análise de grupos (uPGMA) e numa “*Nonmetric Multidimensional Scaling*” (nMDS).

Na uPGMA realizada para as espécies, observa-se uma separação entre as exóticas (*G. holbrooki*, *C. carpio* e *L. gibbosus*) e nativas (*C. paludica*, *S. fluviatilis*, *A. hispanica* e *Squalius* spp.) exceto o grupo do centro, em que a exótica *A. alburnus*, se associa a outros dois ciprinídeos (*Luciobarbus* spp. e *Chondrostoma* spp.). Esta análise é confirmada na nMDS (Stress=9,43%), onde se estabelecem dois grupos de espécies: nativas e exóticas (Figura 4).

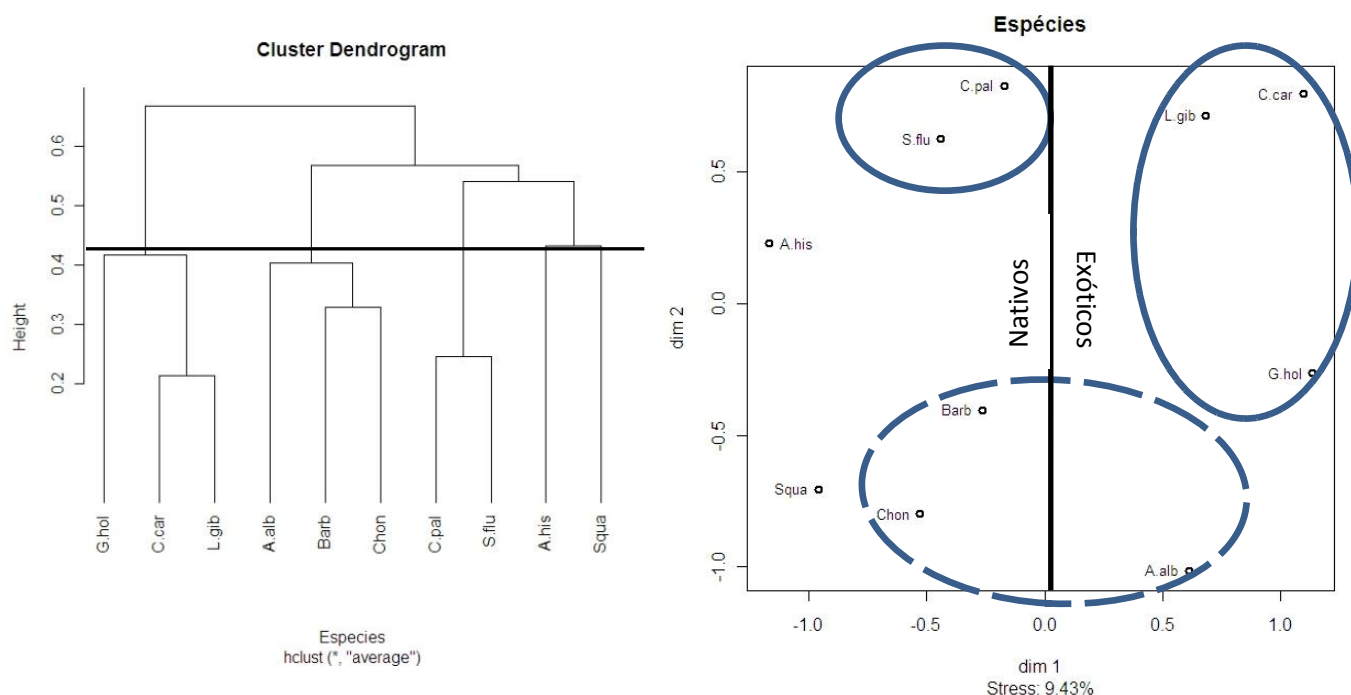


Figura 4: uPGMA e MDS para os dois anos de amostragem, entre Abril e Junho, para os taxa com frequência de ocorrência superior a 5%. A linha horizontal representa o nível de corte dos grupos considerados ecologicamente interpretáveis.

Em relação à análise dos locais, a uPGMA sugere dois grupos principais, compostos pelos locais: Mosteiros, Murtigão e Assumar (grupo 1) e um segundo grupo pelos locais: Santo Amador, Azambuja e Vascão (grupo 2). O local de amostragem Moinho das Mestras nos dois anos não se associa a nenhum destes dois grupos, nem entre si, visto apresentar uma comunidade de larvas muito diferente dos outros locais e entre si (Figura 5).

O grupo 1 apresenta de forma geral uma riqueza menor que o grupo 2, assim como uma forte dominância de *Squalius spp.* (>97%). No grupo 2, a dominância de *Squalius spp.* é muito menor, exceto no Vascão em 2012 (VA12: 90%). Apenas neste grupo que se capturou *Luciobarbus spp.* e *A. alburnus* (Figura 5, Tabela 9).

A nMDS foi significativa (Stress:10,72%), com o estabelecimento dos grupos 1 e 2 e um terceiro grupo apenas composto pelos dois anos do Moinho das Mestras. Verifica-se também um coeficiente de dominância de nativas para dominância de exóticas, ao longo do segundo eixo, assim como um coeficiente de dominância de *Squalius spp.*, ao longo do primeiro eixo (Figura 5).

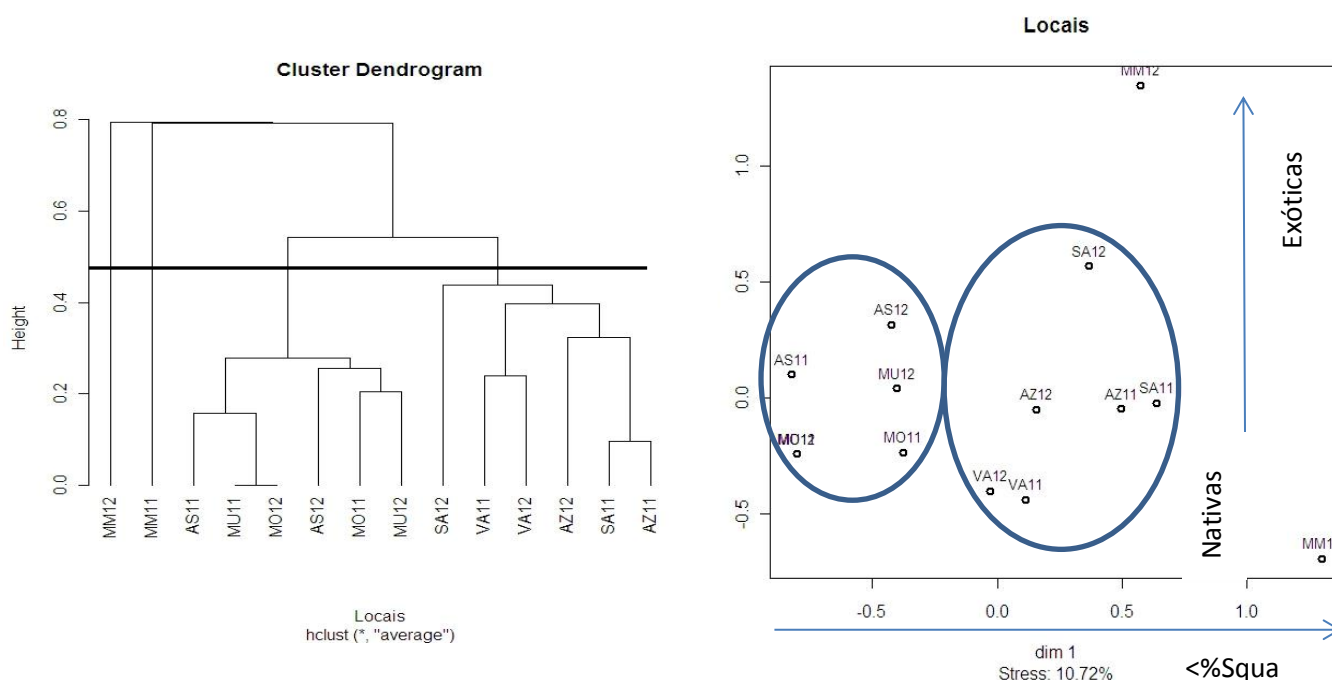


Figura 5: uPGMA e MDS para os locais amostrados, considerando os dois anos de amostragem, entre Abril e Junho. A linha horizontal representa o nível de corte dos grupos considerados ecologicamente interpretáveis.

Comparação entre a comunidade piscícola larvar e adulta e a sua relação com a degradação ambiental

Com o objetivo de avaliar se a relação entre a ocorrência das larvas e adultos dos peixes da bacia hidrográfica do Guadiana podem responder à degradação ambiental, procedeu-se à comparação das ocorrências dos adultos e das larvas em cada local e avaliação do índice de Jacob segundo o coeficiente de degradação das variáveis FAME.

Ao comparar a comunidade larvar com a comunidade de adultos de Primavera, verifica-se que o número de taxa capturados é, de um modo geral, superior na amostragem direcionada para os adultos, com exceção de Santo Amador e Murtigão em 2012 (bacia do Ardila), onde a riqueza das larvas é superior. (Tabela 10).

Todas as espécies encontradas no estado adulto foram também capturadas no estado larvar. No entanto, na maioria dos locais, a presença de adultos não significou presença de larvas e vice-versa. Algumas espécies capturadas no estado larvar, são

de rara ocorrência ou ausentes no estado adulto. Por exemplo, os adultos de *S. fluviatilis* apenas foram capturados numa amostragem, enquanto as larvas foram capturadas em quatro locais. As espécies *A. hispanica*, *A. melas* e *S. lucioperca* não foram capturadas nas amostragens dos adultos, tendo sido detetadas apenas como larvas. As restantes espécies ocorreram no estado adulto e larvar, apesar das ocorrências não serem constantes nos dois anos. *Luciobarbus spp.* é muito frequente em adulto, ocorrendo nos dois anos em todos os locais, mas não é muito comum no estado larvar. *Squalius spp.* é a única taxa cujos adultos e larvas ocorreram em todos os locais amostrados e nos dois anos, exceto Moinho das Mestras (Tabela 10).

No Vascão, nos dois anos, todas as espécies nativas encontradas no estado adulto foram também encontradas no estado larvar (exceto *C. paludica* em 2011). Para além disso, foram capturadas ainda larvas de duas espécies não encontradas no estado adulto (*A. hispanica* e *S. fluviatilis*). Com um padrão oposto ao das nativas, as larvas das espécies exóticas (*L. gibbosus* e *M. salmoides*) não foram detetadas durante o período amostrado, apesar de estarem presentes em adultos (Tabela 10).

A comunidade de peixes adultos em Mosteiros foi dominada por espécies nativas (*Luciobarbus spp.*, *C. paludica*, *Chondrostoma spp.* e *Squalius spp.*) porém só foram encontradas larvas de duas espécies (*Squalius spp.* e *Chondrostoma spp.* em 2011 e *Squalius spp.* em 2012). Durante o primeiro ano, no Murtigão, o padrão de ausência de recrutamento de nativas foi semelhante ao de Mosteiros, apesar de estarem presentes seis taxa na comunidade adulta, durante o período de amostragem apenas de capturou uma larvas de *Squalius spp.*. Pelo contrário, no segundo ano, o número de espécies no estado adulto diminuiu para quatro (*Luciobarbus spp.*, *Squalius spp.*, *G. holbrooki* e *L. gibbosus*), mas o número de larvas aumentou, com destaque para a ocorrência de larvas de três taxa não capturados em adultos (*A. hispanica*, *Chondrostoma spp.* e *S. fluviatilis*) e ao mesmo tempo ausência de larvas de duas espécies capturadas no estado adulto (*Luciobarbus spp.* e *G. holbrooki*) (Tabela 10).

No primeiro ano em Assumar, apenas *Squalius spp.* se reproduziu, apesar de existirem adultos de cinco taxa (*Luciobarbus spp.*, *C. paludica*, *Chondrostoma spp.* e *Squalius spp.*). No segundo ano, o recrutamento das espécies terá sido maior, uma vez que quatro dos seis taxa capturados em adultos estiveram também presentes no estado larvar (*Chondrostoma spp.*, *Squalius spp.*, *G. holbrooki* e *L. gibbosus*) (Tabela 10).

Em Santo Amador, o padrão de ocorrência dos adultos foi muito semelhante, no entanto, o mesmo não aconteceu com a ocorrência das larvas, que entre os dois anos

aumentou de cinco para onze taxa. Em 2012, este local foi o único em que se capturaram larvas de todas as espécies capturadas na pesca elétrica. Para além disso, houve ainda recrutamento de mais quatro espécies que não foram capturadas no estado adulto (*A. hispanica*, *A. melas*, *C. carpio* e *G. holbrooki*).

De forma semelhante, na Azambuja a comunidade adulta manteve-se igual nos dois anos, no entanto as larvas apresentam diferentes padrões nos dois anos. Dos taxa capturados no estado adultos, no primeiro ano apenas não se capturaram larvas de *L. gibbosus*. No segundo ano, *L. gibbosus* não se voltou a capturar, nem *Luciobarbus spp.* e *G. holbrooki*, mas capturou-se *S. fluviatilis*, que não ocorreu no estado adulto.

No Moinho das Mestras, a comunidade adulta alterou-se entre os dois anos, com aumento das espécies exóticas e diminuição das nativas. *Chondrostoma spp.* foi o único taxon nativo que foi capturado no estado larvar e é o único taxon adulto a ocorrer no segundo ano. Nas exóticas, *L. gibbosus* é constante, tanto no estado larvar como adulto. Houve um grupo de três taxa que ocorreram apenas em forma de larvas e não em adultos, *M. salmoides* e *C. carpio* nos dois anos e *S. lucioperca* em 2012.

Tabela 10: Presença (X)/ausência (-) de larvas e adultos (L=larvas e A=adultos), nos dois anos e nos sete locais de amostragem.

Taxa	Assumar		Mosteiros		Murtigão		Santo Amador		M. das Mestras		Azambuja		Vascão	
	2011 L/A	2012 L/A	2011 L/A	2012 L/A	2011 L/A	2012 L/A	2011 L/A	2012 L/A	2011 L/A	2012 L/A	2011 L/A	2012 L/A	2011 L/A	2012 L/A
<i>Nativas</i>														
<i>A. anguilla</i>	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/X
<i>A. hispanica</i>	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	X/-	-/-	X/-	-/-	-/-	-/-	-/-	X/-	X/-
<i>Luciobarbus spp.</i>	-/X	-/X	-/X	-/X	-/X	-/X	X/X	X/X	-/X	-/X	X/X	-/X	X/X	X/X
<i>C. paludica</i>	-/X	-/X	-/X	-/X	-/X	-/-	-/X	X/X	-/X	-/-	-/-	-/-	-/X	X/X
<i>Chondrostoma spp.</i>	-/X	X/X	X/X	-/X	-/X	X/-	X/X	X/X	X/X	X/-	X/X	X/X	X/-	X/X
<i>Squalius spp.</i>	X/X	X/X	X/X	X/X	X/X	X/X	X/X	X/X	-/-	-/-	X/X	X/X	X/X	X/X
<i>S. fluviatilis</i>	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	X/-	-/-	X/X	-/-	-/-	-/-	X/-	X/-	X/-
<i>Exóticas</i>														
<i>A. alburnus</i>	-/X	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	X/X	X/X	-/-	-/-	X/X	X/X	-/-	-/-
<i>A. melas</i>	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	X/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-
<i>C. carpio</i>	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	X/-	-/X	X/X	-/-	-/-	-/-	-/-
<i>G. holbrooki</i>	X/-	X/X	-/-	-/-	-/X	-/X	X/-	X/-	-/-	X/X	X/X	-/X	-/-	-/-
<i>L. gibbosus</i>	-/-	X/X	-/-	-/-	-/X	X/X	-/X	X/X	X/X	X/X	-/X	-/X	-/X	-/X
<i>M. salmoides</i>	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	X/X	-/X	-/-	-/-	-/X	-/X
<i>S. lucioperca</i>	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	X/-	-/-	-/-	-/-	-/-

A dominância das larvas de *Squalius spp.* relativamente à comunidade de adultos foi elevada, demonstrando um elevado recrutamento dado o valor do índice de Jacob (Figura 6). Ao invés, o índice de Jacob para *Luciobarbus spp.* foi negativo, dada a maior abundância relativa de adultos comparativamente com a CPUE relativa das larvas, sugerindo um baixo recrutamento. Para ambas as espécies a resposta do índice de seletividade não pareceu estar relacionada com a degradação dos ecossistemas (Figura 6).

Os adultos e larvas de *Chondrostoma spp.* ocorreram em todos os locais de amostragem. Existiu alguma variação no índice de Jacob entre os locais de amostragem, porém, o maior ou menor recrutamento desta espécie não está relacionado com a degradação dos locais (Figura 6). Do mesmo modo, o recrutamento de *S. fluviatilis* não parece ter uma relação com a degradação, visto que o recrutamento desta espécie, ocorre tanto em locais pouco degradados como muito degradados. (Figura 6).

A ausência de recrutamento da espécie exótica *L. gibbosus* nos locais menos degradados (Vascão e Mosteiros) e a fraca abundância no Murtigão sugere que esta espécie possa estar associada à degradação. Este facto é apoiado pelo maior recrutamento desta espécie em locais mais degradados (Santo Amador, Assumar e Moinho das Mestras) (Figura 6). As larvas de *G. holbrooki* não foram capturadas usando armadilhas de luz nos locais de amostragem menos degradados (Vascão, Mosteiros e Murtigão), porém, nos restantes locais, o recrutamento foi geralmente negativo, exceto em Santo Amador (Figura 6).

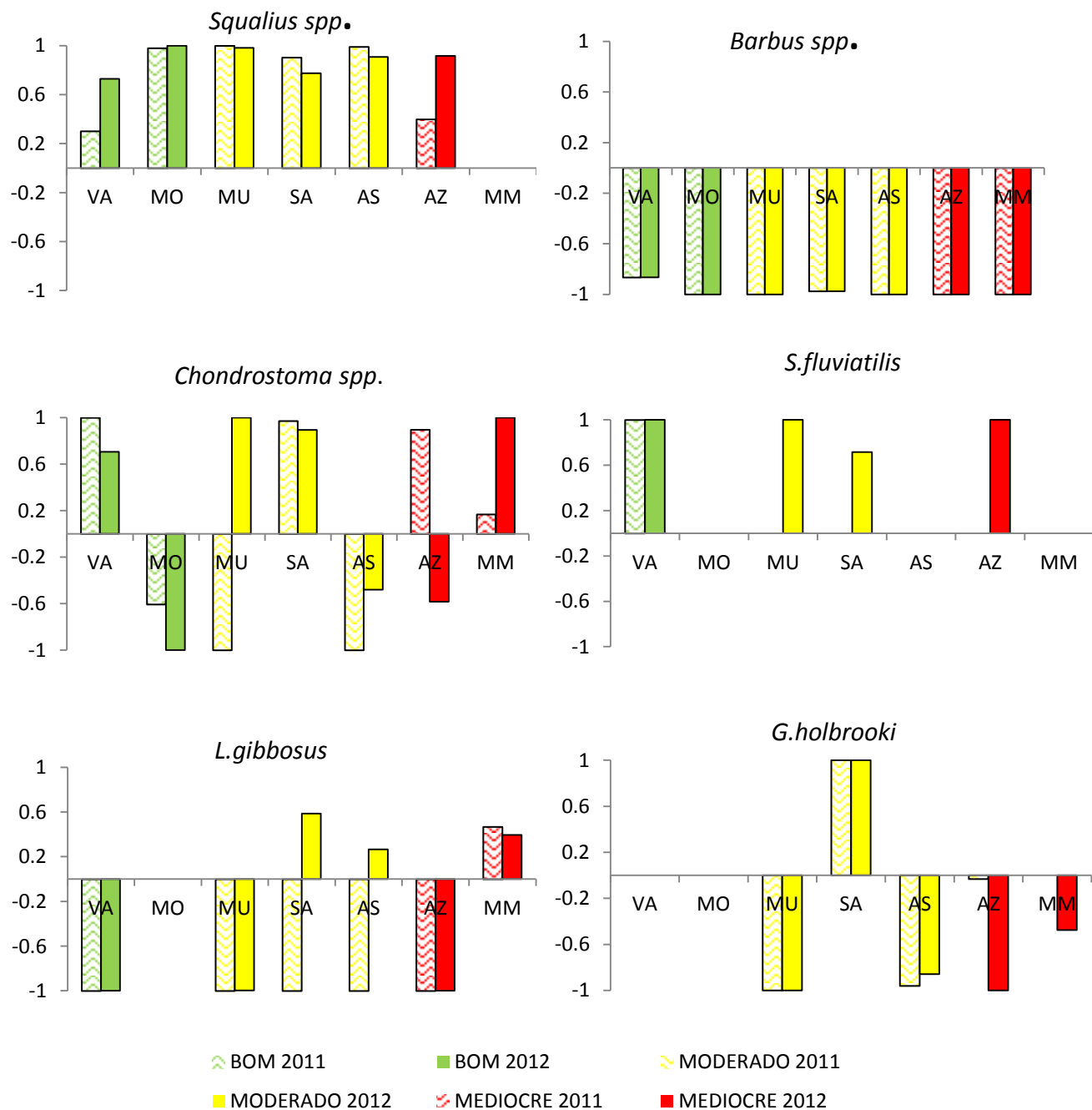


Figura 6: Índice de Jacob das taxa com ocorrências iguais ou superiores a quatro locais, *Squalius spp.*, *Luciobarbus spp.*, *Chondrostoma spp.*, *S. fluviatilis*, *L. gibbosus* e *G. holbrooki*, em relação aos vários locais amostrados, durante os dois anos.

Quanto aos resultados do índice de Jacob para a relação entre o grupo das nativas e o grupo das exóticas com a pressão antropogénica, verificou-se que o recrutamento de exóticas foi inexistente ou baixo nos locais menos degradados (Vascão, Mosteiros e Murtigão). Nos restantes locais, mais degradados, houve recrutamento de espécies exóticas, com maior peso em Santo Amador e Moinho das Mestras, sendo consistente nos dois anos. O recrutamento das nativas ocorreu em todos os locais, com maior

peso no Vascão e Azambuja nos dois anos e em 2012 também no Murtigão e Santo Amador, na bacia do Ardila (Figura 7).

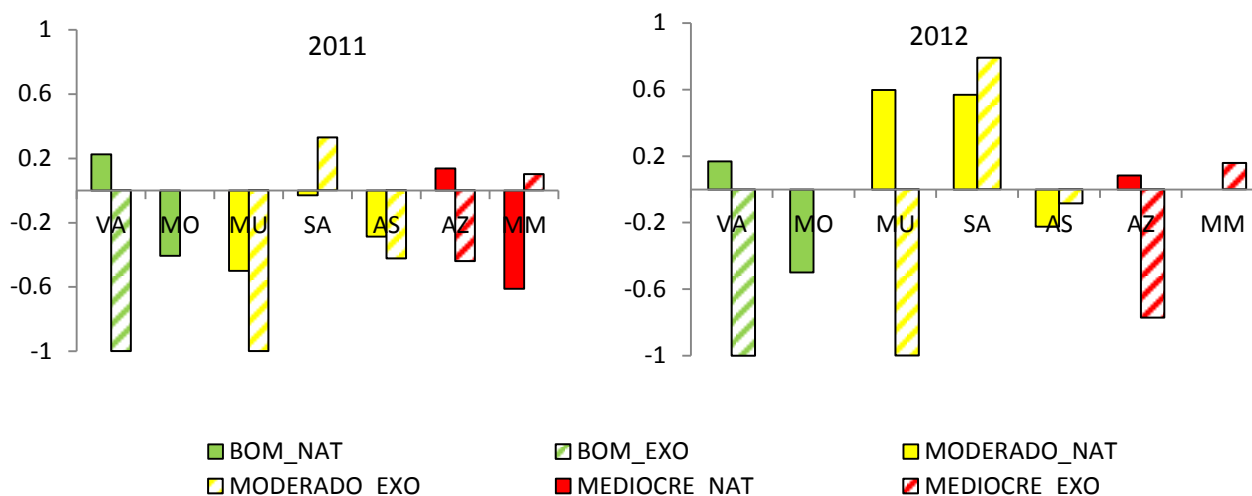


Figura 7: Índice de Jacob com os taxa nativos e exóticos, para os dois anos e em todos os locais de amostragem.

Com o objetivo de avaliar se o recrutamento positivo, aferido pelo índice de Jacob, estava correlacionado com a degradação ambiental (Valor total FAME), verificou-se que se obteve um valor marginalmente significativo para o género *Squalius* ($p=0,061$; Pearson=-0,51), sugerindo que a degradação ambiental está inversamente relacionada com o recrutamento positivo deste grupo (Tabela 11). Nas restantes espécies ou grupo de espécies não houve qualquer correlação significativa.

Tabela 11: Correlações entre os índices de Jacob para os taxa com frequência de ocorrência superior a quatro locais e os grupos de taxa nativos e exóticos com o grau de degradação dos locais - variáveis FAME. “.”- marginalmente significativo ($p < 0,07$)

Índice Jacob	Squa	Chon	Barb	S.flu	L.gib	G.hol	Nativas	Exóticas
Grau de degradação	-0,51 .	0,07	-0,24	-0,4	-0,2	0,33	-0,18	-0,12

Das correlações feitas entre os CPUE das larvas com o valor total do FAME, destaca-se a correlação negativa entre o FAME e a CPUE de *A. hispanica*, ou seja, esta espécie responde negativamente à degradação dos rios (Tabela 12). Nas restantes espécies nativas, houve uma tendência para correlações negativas com o coeficiente de degradação, porém não foram significativas (Tabela 12). Pelo contrário, todos os

taxa exóticos apresentaram valores de correlação positivos mas não significativos com a degradação ambiental (Tabela 12).

Tabela 12: Correlações entre os CPUE dos taxa com frequência de ocorrência superior a 5% e grupos de taxa Nativas e Exóticas, com o grau de degradação dos locais - variáveis FAME. " *" - Significativo ($p < 0,05$).

	Ahis	Barb	Cpal	Chon	Squa	Sflu	Aalb	Ccar	Ghol	Lgib	Nativas	Exóticas
Grau de Degradação	-0,50 *	-0,35	-0,13	-0,11	-0,22	-0,16	0,05	0,05	0,45	0,02	-0,2	0,09

Avaliação da relação entre as larvas e os fatores ambientais

Para avaliar a relação entre as larvas e os fatores ambientais foram feitas correlações de Pearson e uma análise canônica de correspondência (CCA), com os valores médios de CPUE das larvas e as variáveis físico-químicas, morfológicas e de qualidade da água, apenas para os dados de 2012.

Verificaram-se correlações significativas e quase todas positivas entre os CPUE das larvas das espécies analisadas e as variáveis ambientais (Tabela 13). No que se refere às variáveis físico-químicas, a temperatura e o pH tiveram correlações significativas com os taxa nativos (*A. hispanica*, *Luciobarbus spp.* e *C. paludica*) e exóticos (*G. holbrooki* e *L. gibbosus*). O oxigênio dissolvido e a turvação estão significativamente correlacionados com as espécies exóticas (*A. alburnus* - apenas oxigênio dissolvido, *G. holbrooki* e *L. gibbosus*) (Tabela 13).

Relativamente aos parâmetros de qualidade de água, a amônia, fosfatos e carência bioquímica de oxigênio mostraram correlações positivas significativas, principalmente nos taxa nativos (*A. hispanica*, *Luciobarbus spp.*, *C. paludica* e *Squalius spp.*) (Tabela 13).

Das dez variáveis morfológicas, apenas três apresentaram correlações significativas com os CPUE dos taxa encontrados. O substrato dominante correlaciona-se positivamente com *Squalius spp.* e negativamente com *C. carpio*. Este último, juntamente com *Chondrostoma spp.* correlacionam-se positivamente com a percentagem de abrigo. A presença de vegetação como abrigo é a variável que se correlaciona com mais taxa: *Chondrostoma spp.*, *C. carpio*, *G. holbrooki* e *L. gibbosus* (Tabela 13).

A existência de maior caudal leva a uma maior ocorrência das espécies nativas *C. paludica*, *Chondrostoma spp.* e das exóticas *A. alburnus* e *C. carpio*. Esta variável foi a que apresentou coeficientes de correlação mais fortes, superiores a 0,5 (Tabela 13).

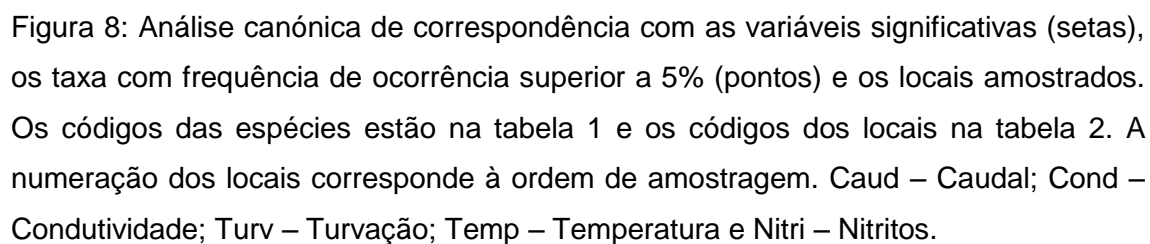
Na análise multivariada (CCA) das CPUE dos taxa com as variáveis físico-químicas, morfológicas e parâmetros de qualidade da água presentes na tabela 13, cinco variáveis ambientais foram significativas: caudal ($p=0,005$), condutividade ($p=0,005$), turvação ($p=0,035$), temperatura ($p=0,07$) e nitritos ($p=0,05$) (Figura 8, Tabela 14).

Na CCA, os dois primeiros eixos explicam 63,6% (37,2% o primeiro e 26,4% o segundo) da variância, da qual 72,8% é explicada pelas variáveis ambientais. A representação gráfica obtida sugere que a condutividade é a variável mais importante para o primeiro eixo, seguindo-se a turvação, enquanto no segundo eixo, o caudal é a variável mais importante. No entanto, este eixo é também muito influenciado pela temperatura e condutividade (Figura 8, Tabela 14). Este quadro parece reflectir a influência da degradação no primeiro eixo e da disponibilidade de água no segundo eixo.

As exóticas *L. gibbosus* e *G. holbrooki* estão muito associadas a condições de maior turvação, temperaturas mais elevadas e águas mais condutivas. Pelo contrário, a nativa *Chondrostoma spp.* associa-se a condições de menor turvação, temperaturas mais baixas e águas menos condutivas. As espécies *A. alburnus*, *C. carpio* e *C. paludica* associam-se a condições de caudal elevado, enquanto *Squalius spp.* e *A. hispanica* ocorrem em situações de reduzida condutividade e águas mais quentes. *Salaria fluviatilis* e *Luciobarbus spp.* não parecem associar-se a nenhuma das variáveis analisadas (Figura 8, Tabela 14).

Tabela 13: Correlações entre os CPUE dos taxa com frequência de ocorrência superior a 5% e CPUE dos grupos de taxa Nativos e Exóticos, para 2012, com as variáveis físico-químicas (Temperatura, Condutividade, pH, Oxigênio dissolvido – O. Dissolvido, e Turvação), com os parâmetros de qualidade da água (Amônia, Nitritos, Fosfatos, Sólidos Suspensos Totais - SST e Carência Bioquímica de Oxigênio - BOD), variáveis morfológicas (profundidade média – prof. média, Substrato dominante – subst. Dom., Substrato subdominante - Subs sub-dom., Velocidade de corrente – Vel. Corr., Abrigo, Vegetação, Rochas, Raízes e Detritos Lenhosos) e caudal.” - Marginalmente significativo ($p < 0,07$), ” *” - significativo ($p < 0,05$) e “***” - muito significativo ($p < 0,01$). Ver códigos das espécies na tabela 1.

		<i>Ahis</i>	<i>Barb</i>	<i>Cpal</i>	<i>Chon</i>	<i>Squa</i>	<i>Sflu</i>	<i>Aalb</i>	<i>Ccar</i>	<i>Gholb</i>	<i>Lgib</i>	Nativas	Exóticas
Variáveis Físico-Químicas	Temperatura	0,19 .	0,20 .	0,02**	0,01	0,25	0,17	-0,01	-0,40	0,27**	0,19 ,	0,26*	0,15
	Condutividade	0,06	0,04	0,06	0,12	-0,17	0,05	0,07	0,12	0,17	0,07	-0,16	0,10
	pH	0,01	0,10	0,11	0,15	0,08	0,20 .	0,15	0,15	0,30**	0,23*	0,10	0,28*
	O. Dissolvido	-0,02	0,01	0,03	0,19	0,02	0,18	0,24*	0,02	0,43**	0,22*	0,04	0,31
	Turvação	-0,11	-0,15	-0,11	0,09	0,01	0,06	0,08	-0,02	0,29**	0,24*	0,02	0,27*
Parâmetros de qualidade da água	Amônia	0,28**	0,26*	0,15	0,19	0,2 .	0,02	0,01	0,17	-0,01	0,13	-0,07	-0,05
	Nitritos	-0,14	-0,16	0,10	-0,06	0,04	0,06	0,12	0,05	0,07	-0,05	-0,21	-0,12
	Fosfatos	0,08	0,04	0,31**	-0,02	0,01	0,03	0,19	0,18	0,24*	0,03	-0,07	-0,05
	SST	0,13	0,11	0,10	0,02	0,02	0,04	0,05	0,02	0,08	0,09	-0,04	0,03
	BOD	0,05	0,02	0,30**	-0,11	-0,15	-0,11	0,10	0,06	0,08	0,06	-0,10	0,08
Variáveis morfológicas	Prof. média	-0,13	-0,08	0,11	0,10	-0,21	-0,13	0,05	-0,03	-0,29	-0,25	-0,21	-0,25
	Subst. Dom.	0,24	0,16	-0,17	-0,14	0,30 .	0,21	-0,25	-0,30 .	0,07	0,10	0,30	0,06
	Subst. Sub-dom	-0,08	0,14	-0,15	-0,06	-0,21	0,10	-0,12	-0,15	-0,11	0,09	-0,21	0,06
	Vel. Corr.	-0,09	-0,12	-0,14	-0,07	-0,18	-0,12	-0,16	-0,14	-0,23	-0,13	-0,19	-0,16
	Abrigo	0,16	0,09	0,24	0,31*	0,16	-0,12	0,14	0,30 .	-0,03	-0,07	0,17	-0,04
	Vegetação	0,05	0,00	0,23	0,30 .	0,18	0,17	0,12	0,32*	0,42 **	0,31*	0,19	0,34*
	Rochas	0,16	0,25	-0,08	-0,13	-0,01	-0,03	-0,21	-0,23	-0,32	-0,22	-0,01	-0,26
	Raízes	-0,14	-0,15	-0,16	-0,18	0,18	-0,15	-0,08	-0,12	-0,20	-0,13	-0,19	-0,15
	Det. Lenhosos	-0,12	-0,13	-0,14	-0,16	-0,14	-0,11	0,14	-0,14	-0,13	-0,13	-0,15	0,12
	Caudal	-0,12	0,16	0,38*	0,65**	-0,20	0,08	0,58**	0,62 **	-0,16	0,00	-0,17	0,09



	Eixo 1	Eixo 2
<i>Eigenvalue</i>	0.4257	0.3027
Proporção explicada	0.3715	0.2642
Proporção acumulada	0.3715	0.6357

Caudal	-0,201	0,775
Condutividade	-0,655	0,579
Turvação	-0,342	-0,120
Nitritos	0,078	0,223
Temperatura	-0,091	-0,581

Discussão

O presente estudo representa um dos primeiros trabalhos em sistemas aquáticos mediterrânicos que descreve a composição e estrutura espacial (sete locais de amostragem) e anual (dois anos) das comunidades de larvas de peixe. Este estudo é pioneiro no seu objetivo geral, que é avaliar as relações entre a comunidade de larvas de peixe e as condições ambientais, nomeadamente a degradação ambiental, em alguns cursos de água de tipo mediterrânico da Bacia Hidrográfica do Rio Guadiana.

Neste trabalho foram identificados treze taxa: nove em 2011 e doze em 2012, seis nativos e sete exóticos. Os taxa mais comuns foram *Squalius spp.*, *Chondrostoma spp.* e *L. gibbosus*. Registou-se uma variação significativa em termos de riqueza, abundância e composição da comunidade larvar entre anos e entre locais, com o segundo ano de amostragem (2012) a apresentar uma maior riqueza taxonómica e abundância. Relativamente ao padrão espacial, as comunidades de larvas de peixe apresentaram um padrão espacial consistente nos dois anos de amostragem tendo em conta a composição, dominância e riqueza das espécies.

O recrutamento das larvas de espécies exóticas parece apresentar relações positivas com o coeficiente de degradação (FAME), enquanto o recrutamento das nativas *Squalius spp.* e a abundância das larvas de *A. hispanica* parecem estar negativamente relacionadas com a degradação ambiental.

As variáveis físico-químicas como a temperatura, pH, oxigénio dissolvido e turvação da água apresentaram uma maior influência na comunidade larvar na área de estudo. Por outro lado, variáveis de caracterização de habitat (% de vegetação, % de abrigo e tipo de substrato dominante) e de qualidade de água (amónia, fosfatos e BOD) relacionaram-se significativamente com a abundância das larvas, mas com menor peso. A análise canónica de correspondência (CCA), reforçou os padrões da análise univariada nas comunidades de larvas de peixe, influenciadas significativamente por três variáveis físico-químicas (condutividade, turvação, temperatura da água), uma variável hidrológica (caudal) e uma de qualidade de água (nitritos).

Variação anual da comunidade larvar

As comunidades de larvas nos rios estudados apresentam diferenças consideráveis entre os dois anos amostrados, na abundância e na riqueza, sendo estes valores

superiores no segundo ano de amostragem. Os dois anos de amostragem foram hidrologicamente distintos, o primeiro foi relativamente húmido ($0,72 \pm 0,48 \text{ m}^3/\text{s}$), enquanto o segundo se revelou muito seco ($0,20 \pm 0,21 \text{ m}^3/\text{s}$) (Tabela 4). A existência de uma relação entre caudal e composição da comunidade larvar é reforçada pelos resultados obtidos na CCA (Figura 8, Tabela 14). Vários autores associam a intensidade do caudal com a abundância e estrutura da comunidade larvar, no entanto as opiniões dividem-se sobre se essa influência é negativa (Harvey, 1987; Zeug e Winemiller, 2008; Alexandre, 2009; Turner *et al.*, 2010) ou positiva (Peterson e VanderKooi, 1995; Crain *et al.*, 2004; Zeug e Winemiller, 2008; Tan *et al.*, 2010; Ribeiro *et al.*, 2012).

Neste estudo, a composição e abundância das comunidades de larvas de peixe poderá estar relacionada negativamente com o caudal, no sentido em que o maior caudal dispersa as larvas, reduzindo a capacidade de captura em número de larvas e riqueza de taxa, tal como observado em 2011. No entanto, tal como descrito por Humphries *et al.* (2002), apesar das variações inter-anuais de caudal, existiu reprodução na maioria das espécies, independentemente do gradiente espacial e de regulação dos rios.

Variação espacial da comunidade larvar

Os locais amostrados distribuem-se ao longo da bacia hidrográfica do rio Guadiana, apresentando diferentes configurações (Tabela 2). Entre os locais amostrados em cada ano, registaram-se diferenças na composição das suas comunidades de larvas, expressas pela diversidade, equitabilidade e riqueza. O tipo de agrupamento taxonómico variou muito, desde locais onde a comunidade larvar era constituída exclusivamente por taxa nativos (Vascão, bacia do Vascão) a locais onde os taxa exóticos dominaram (Moinho das Mestras, bacia do Degebe). Este padrão é coincidente com o trabalho de Ribeiro *et al.* (2012), que registou os maiores valores de taxa nativos na bacia do Vascão e os maiores valores de taxa exóticos na bacia do Degebe (Moinho das Mestras). As comunidades de larvas estão dependentes das populações de adultos existentes ao longo do espaço (Houde, 2008). De facto, as populações piscícolas das diferentes espécies da bacia hidrográfica do rio Guadiana, não se distribuem uniformemente pelos vários habitats (Pires *et al.*, 1999; Filipe *et al.*, 2002), não ocorrendo em todos os locais amostrados (Tabela 3). A existência de diferentes populações de adultos nos vários locais amostrados é determinada pela sua

ecologia (Filipe *et al.*, 2002, 2004) e ambiente (Marchetti e Moyle, 2000; Ribeiro *et al.*, 2012), influenciando as diferenças espaciais observadas na comunidade larvar. O caudal dos locais e a sua regularização, influenciam de uma forma considerável a composição das comunidades larvares (Sheidegger e Bain, 1995; Marchetti e Moyle, 2000), tal como acontece com os adultos (Aparício *et al.*, 2000; Clavero *et al.*, 2004; Corbacho e Sanchez, 2001). Tal como observado em Marchetti e Moyle (2000) e Ribeiro *et al.* (2012) a maioria das espécies nativas (ciprinídeos) tende a reproduzir-se principalmente em rios pouco ou nada regulados, enquanto as espécies exóticas dominam em rios regularizados, como é o caso de *Lepomis spp.* e *Gambusia spp.* em rios Mediterrânicos na Califórnia e na Península Ibérica.

Os grupos formados pelas análises uPGMA e nMDS (Figura 4 e Figura 5) resultam por isso dos padrões espaciais de abundância dos adultos, assim como das diferentes propriedades dos locais de amostragem.

De forma geral, o grupo 1 (Figura 4 e Figura 5) reflete os locais de amostragem com menor área de bacia, menor distância à nascente, maior altitude, menor ordem e menor caudal médio (Tabela 2). As comunidades de larvas deste agrupamento apresentam menor riqueza taxonómica e maior dominância de *Squalius spp.*, facto consistente com o observado para as comunidades de adultos por Pires *et al.* (1999), em que as comunidades de montante são pouco ricas e dominadas por *S. alburnoides*, sendo muito comum a ocorrência de *S. pyrenaicus*, *Luciobarbus spp.*, *I. lemmingii* e *C. paludica* (Filipe *et al.*, 2002, 2004). Esta configuração de comunidade, segundo Collares-Pereira *et al.* (2007), é representativa de troços de cabeceira que foram invadidos pelas espécies exóticas mais comuns, *L. gibbosus* e *G. holbrooki* (Ilhéu, 2004; Ribeiro *et al.*, 2010).

O segundo grupo (Figura 4 e Figura 5) agrega locais de amostragem de maior área de bacia, maior distância à nascente, menor altitude, maior ordem e caudal médio maior (Tabela 2). Neste grupo, o número de taxa por local foi superior e não é evidente a dominância de *Squalius spp.*, tal como observado por Pires *et al.* (1999). Relativamente à comunidade adulta, *S. alburnoides* só foi dominante no Vascão, mas com valores de abundância muito inferiores aos do grupo 1 (Tabela 3). Nos restantes locais deste grupo, os taxa dominantes foram *Luciobarbus spp.* (Santo Amador) e *A. alburnus* (Azambuja). As espécies *P. willkommii* e *L. gibbosus*, características de locais com maior ordem de rio, maior caudal, e maior distância à nascente (Filipe *et al.*, 2002, 2004; Collares-Pereira *et al.*, 2007), também são comuns neste grupo.

Os locais de amostragem Azambuja e Vascão apresentaram particularidades que justificam a sua inclusão no grupo dos locais de maior bacia e ordem (grupo 2), apesar de apresentarem menor área de bacia e ordem (grupo 1). O local de amostragem Azambuja não apresenta uma marcada sazonalidade hidrológica uma vez que é rodeado por um olival superintensivo, que fornece água durante o Verão. Quer na Azambuja quer no Vascão, a menor distância relativamente a grandes massas de água (Alqueva e rio principal, respetivamente) poderá permitir a colonização por muitas espécies (Corbacho e Sanchez, 2001; Filipe *et al.*, 2004), reforçando as semelhanças com Santo Amador, observadas neste trabalho.

O local de amostragem Moinho das Mestras não se assemelha a nenhum dos grupos anteriormente referidos e apresenta uma elevada variabilidade na comunidade larvar entre dois anos amostrados. A comunidade larvar é dominada por exóticas, enquanto as larvas de *Squalius spp.* não ocorreram neste local. A dominância de espécies exóticas registada no Moinho das Mestras pode estar relacionada com o forte nível de regulação do troço, visto o local de amostragem estar localizado a jusante da Barragem de Monte Novo e imediatamente após um açude. Vários autores referem que o número de espécies exóticas num rio aumenta com a construção de albufeiras enquanto o número de espécies nativas diminui (Corbacho e Sanchez, 2001; Clavero *et al.*, 2004), alterações que também se refletiram nas comunidades larvares. A reforçar este facto, no Moinho das Mestras não ocorreram adultos de *Squalius spp.* e são as exóticas *L. gibbosus* e *G. holbrooki* que dominam a comunidade deste local.

Variação sazonal da comunidade larvar

As comunidades de larvas de peixe nos locais de amostragem apresentaram uma variação sazonal na sua composição, abundância e estrutura. De uma forma geral, as larvas de espécies nativas surgem no período inicial de amostragem (Ex: *Squalius spp.* e *Chondrostoma spp.*), enquanto as exóticas surgem mais tarde (Ex: *L. gibbosus* e *G. holbrooki*). Porém, existem algumas exceções, espécies com capturas de larvas menos abundantes ou de distribuição restrita (*Luciobarbus spp.*, *S. fluviatilis*, *A. alburnus*, *C. carpio* e *S. lucioperca*). Os picos de ocorrência (altura em que ocorre mais vezes) das espécies são no geral durante o mês de Maio, tanto para nativas como exóticas. A variabilidade sazonal da postura entre espécies é ainda pouco conhecida em peixes de água doce (Peterson e VanderKooi, 1995; Turner *et al.*, 2010). Assinala-se também que o período da primeira ocorrência das larvas não é o mesmo para todas

as espécies e varia entre anos (Turner *et al.*, 2010), factos possivelmente associados à necessidade da existência de condições ótimas para a desova e sobrevivência das larvas (Humphries *et al.*, 2002).

Neste trabalho não se verificou uma diferença muito óbvia na sazonalidade de ocorrência de nativas e exóticas, ao contrário do demonstrado em diversos trabalhos de ecologia larvar (ex: Marchetti e Moyle, 2000; Alejandre, 2009; Ribeiro *et al.*, 2012), em que se verifica um marcado desfasamento, com as nativas a ocorrer antes das exóticas. O curto período de amostragem (Abril - Junho) aqui considerado pode ter limitado a observação deste padrão temporal. Os três meses de amostragem considerados neste trabalho não contemplaram nem o provável início (Março) da época reprodutiva das nativas nem o período estival, altura com maior dominância de larvas de espécies exóticas (Ribeiro *et al.*, 2012). Estas considerações são em parte confirmadas pelas colheitas de 2011 em que o período de amostragem foi prolongado para Março e Julho (Figura 3).

As capturas de Março são sempre pouco abundantes (Marchetti e Moyle, 2000; Ribeiro *et al.*, 2012), devido ao caudal do início da Primavera. Para além disso, as espécies que se reproduzem nessa altura são capturadas nas primeiras amostragens de Abril. Tendo isto presente e o objetivo deste trabalho, o facto de não se ter amostrado Março no segundo ano não tem nenhuma influência negativa nas considerações que se realizam.

De uma forma geral, os padrões sazonais de ocorrência das larvas ajustam-se ao ciclo reprodutor descrito para os adultos das diferentes espécies. O período de reprodução de *S. alburnoides* e *S. pyrenaicus* é longo, geralmente referenciado desde Março até Junho para a primeira (Ribeiro *et al.*, 2007) e Abril a Julho para a segunda (Fernandéz-Delgado e Herrera, 1995; Pires *et al.*, 2000). A reprodução de *Pseudochondrostoma willkommii* ocorre entre Fevereiro e finais de Abril, tendo sido detetadas mais larvas no período inicial da amostragem (Herrera e Fernandéz-Delgado, 1994; Ribeiro *et al.*, 2012). Por fim, *L. gibbosus* é referenciada com diferentes períodos de reprodução, que se estendem desde Março até Setembro (Ilhéu, 2004; Ribeiro e Collares-Pereira, 2010).

No entanto, as informações obtidas na literatura para épocas de reprodução dos peixes dulçaquícolas referem a existência de uma grande variabilidade no período de reprodução entre anos e entre locais. A falta de consistência na época de reprodução entre fontes bibliográficas denota a especificidade da espécie e dos locais, assim como a elevada interdependência dos processos reprodutivos, nomeadamente da

desova com as condições ambientais. Este facto dificulta os processos de caracterização e monitorização, levando a que se considere, tal como sugerido por Humphries e Lake (2000), as comunidades larvares como um bom instrumento para o estudo dos processos reprodutivos destas espécies. Segundo Tan *et al.* (2010), a variabilidade associada aos padrões de abundância das larvas de peixe poderá ser melhor avaliada se existir uma maior frequência na recolha das amostras, uma vez que a maioria da investigação sobre larvas é feita com amostragens semanais ou mensais, não sendo suficiente para associar a reprodução e a ocorrência de larvas com as condições ambientais

Comparação entre a comunidade piscícola larvar e adulta e a sua relação com a degradação ambiental

A variabilidade entre anos e locais no número de taxa na comunidade larvar foi maior (entre um e onze) que na comunidade de adultos (entre quatro e sete). Todos os taxa capturados no estado adulto foram também capturados no estado larvar, porém não foram capturados adultos de *A. hispanica*, *S. lucioperca* e *A. melas*, apesar destas terem ocorrido no estado larvar. *Salaria fluviatilis* ocorre em quatro locais e foi mais abundante no estado larvar que no estado adulto, em que apenas ocorre em Santo Amador. *Luciobarbus spp.* apresentou um padrão oposto, sendo muito comum no estado adulto e juvenil mas com uma reduzida abundância na comunidade larvar. Estas diferenças nos padrões de abundância entre adultos e larvas foram coincidentes com o anteriormente observado para o Guadiana (Ribeiro *et al.*, 2012), sendo comuns também noutros sistemas e para outras espécies (Humphries *et al.*, 2000; Marchetti e Moyle, 2000; Turner *et al.*, 2010).

De uma forma geral, não foram detetadas relações diretas entre o número de taxa de adultos e de larvas. Segundo Houde (2008), os níveis de recrutamento são na maioria das vezes imprevisíveis e geralmente pouco correlacionados com a abundância dos adultos. As larvas de algumas espécies têm os maiores rácios em habitats que têm a menor abundância de adultos, enquanto o recrutamento de outras espécies parece estar positivamente associado com a abundância dos adultos (Zeug e Winemiller, 2008). Também os padrões de comportamento reprodutor, nomeadamente a especificidade de habitat reprodutivo face à sua disponibilidade no sistema, e a mortalidade diferencial entre as fases de ovo e larvar, vão determinar a presença ou ausência de larvas no meio (Ponton e Copp, 1997; Humphries *et al.*, 2002; Alejandre,

2009). Este conjunto de fatores dificulta de algum modo a avaliação da relação entre o recrutamento e a degradação ambiental.

Apesar destas limitações, o índice de Jacob mostrou diferentes padrões de recrutamento consoante o taxon e o local, observando-se uma tendência, apoiada pela correlação positiva e marginalmente significativa entre o índice de Jacob de *Squalius spp.* e o grau de pressão humana (Tabela 11). No entanto, esta tendência pode ser devido a *Squalius spp.* estar sempre presente, excepto no local com maior degradação (Moinho das Mestras), onde não ocorre nem no estado adulto nem no estado larvar. Os adultos de *S. alburnoides* são considerados generalistas em relação à alimentação e habitat, sendo comum encontrá-los em rios com elevado regime de perturbação humana (Alejandre, 2009), facto que não se verificou neste trabalho para as larvas. Realizando a mesma análise com o grupo das espécies exóticas, verificou-se a ausência de recrutamento destas nos locais menos degradados. Porém, o grupo dos taxa nativos apresentou recrutamento em todos os cursos com valores elevados, tanto em locais muito como pouco degradados, não parecendo ser influenciado pelo grau de degradação.

Como prova disso, no Vascão, local com menor grau de degradação, houve recrutamento de todas as espécies nativas e ausência de recrutamento das exóticas *L. gibbosus* e *M. salmoides*. Por outro lado, em Santo Amador (2012), considerado como razoável, houve recrutamento de todas as espécies capturadas no estado adulto, mas também de outras espécies não capturadas em adultos, predominantemente exóticas (*A. hispanica*, *A. melas*, *C. carpio* e *G. holbrooki*). Estes resultados indicam Santo Amador como propício para a reprodução de várias espécies, apesar de ter sido classificado como razoável.

Verificou-se ainda uma correlação significativa (*A. hispanica*), entre a abundância das larvas e as variáveis de degradação, mostrando que esta espécie se relaciona negativamente com o aumento da degradação dos rios. Este facto é consistente com os padrões dos adultos encontrados (Ribeiro *et al.*, 2000; Collares-Pereira *et al.*, 2000), onde as principais populações ocorrem em locais menos degradados, sendo sensíveis à poluição, eutrofização e degradação de habitat, para além da regularização dos rios e dispersão de espécies exóticas (Collares-Pereira *et al.*, 2000). Assim sendo, é natural o recrutamento positivo nos locais como Vascão e Murtigão e ausência nos restantes. Nos locais de amostragem das sub-bacias hidrográficas onde esta espécie ocorria (Degebe e Caia; Collares-Pereira *et al.*, 2000), não foram capturadas larvas da espécie e apresentaram, geralmente, os valores de degradação

ambiental mais elevados. Para além disso, na bacia do Caia, houve um período de seca em 2005, que secou completamente os locais onde a espécie ocorria, sendo expectável a extinção desse núcleo populacional (Cardoso e Carrapato, 2008).

Os adultos de *P. willkommii* são considerados como um bom indicador ambiental porque são muito sensíveis à baixa qualidade da água (Filipe *et al.*, 2002; Alejandre, 2009). Schiemer *et al.* (2003) sugere que as larvas de *Chondrostoma nasus*, uma espécie próxima de *P. willkommii*, são igualmente sensíveis a alterações no ambiente sendo consideradas excelentes bioindicadores. As correlações de larvas de *Chondrostoma spp.* com as variáveis de degradação ambiental apresentaram um valor negativo, porém não foram significativas (Tabela 13). A classificação de *Chondrostoma spp.* como sensível não transpareceu neste trabalho provavelmente porque foi a única taxa que esteve presente em adulto e em larvas em todos os locais amostrados. Por outro lado, a ocorrência de larvas de *L. gibbosus* em locais mais degradados, reforça a ideia que esta espécie é resistente à contaminação orgânica e habitats alterados (Ilhéu, 2004; Vila-Gispert *et al.*, 2002; Alejandre, 2009; Ribeiro e Collares-Pereira, 2010).

Avaliação da relação entre as larvas e os fatores ambientais

A variabilidade nos padrões de ocorrência e abundância das larvas de peixe está dependente de muitas causas, ambientais e biológicas, que atuam sobre os estádios iniciais de vida dos peixes. Houde (2008), defende que tentar explicar a variabilidade no recrutamento baseada na análise de fatores ambientais é inútil. Porém, alguns autores têm vindo a tentar explicar estes padrões de larvas em rios, recorrendo a estatística descritiva e multivariada com algum sucesso (ex.: Marchetti e Moyle, 2000; Crain *et al.*, 2004). A análise multivariada efetuada entre a abundância e as variáveis ambientais (físico-químicas, morfológicas e qualidade da água), sugere que as comunidades larvares foram influenciadas por cinco variáveis, que refletem a degradação (primeiro eixo: condutividade, turvação e nitritos) e a disponibilidade de água (segundo eixo: caudal e temperatura) (Figura 8, Tabela 14). As correlações efetuadas também detetaram como significativa a temperatura e a turvação, assim como o pH e o oxigénio dissolvido. Estes fatores, excepto o oxigénio dissolvido, são apontados como influentes na sobrevivência e crescimento das larvas de peixe (Sabo *et al.*, 1991; Ribeiro *et al.*, 2012).

As larvas das exóticas *L. gibbosus* e *G. holbrooki* estão muito associadas a condições de maior turvação, temperaturas mais elevadas e águas mais condutivas, em oposição a *Chondrostoma spp.*. Esta relação pode dever-se à diferença entre os períodos de reprodução da *Chondrostoma spp.* e estas duas exóticas, que se reflete na sazonalidade de ocorrência das larvas. As larvas desta nativa ocorrem principalmente durante Abril e Maio, enquanto as larvas de *L. gibbosus* e *G. holbrooki* ocorrem praticamente só a partir do final de Maio, altura em que o rio já tem uma temperatura superior, maior turvação e condutividade. Estas variações temporais nestes parâmetros são representativas da sazonalidade dos rios de tipo mediterrânico, tal como descrito por Vidal-Abarca *et al.* (1992) e Ilhéu (2004). A associação destas exóticas com temperatura de água mais elevada e de *Chondrostoma spp.* com temperaturas menores é igualmente referida por outros autores (ex: Crain *et al.*, 2004; Ribeiro *et al.*, 2012).

Cyprinus carpio, *A. alburnus*, e *C. paludica* associam-se a condições de caudal elevado, ocorrendo principalmente no local de amostragem de Santo Amador. Os outros locais onde ocorrem também estão associados a caudais mais elevados, no grupo 2 ou Moinho das Mestras. *Cyprinus carpio* reproduz-se principalmente durante a Primavera, geralmente associado a períodos de alagamento das margens dos rios (Crain *et al.*, 2004; Kotellat e Freyhof, 2007). Por outro lado, a ocorrência da *A. alburnus* e *C. paludica* poderá indicar que as larvas destas espécies tenham sido arrastadas pelas correntes uma vez que os adultos destas espécies estão referenciados para sistemas lênticos ou habitats lênticos nos rios, respetivamente (Collares-Pereira *et al.*, 2007; Kotellat e Freyhof, 2007; Vinyoles *et al.*, 2007). *Squalius spp.* e *A. hispanica* ocorrem em situações de reduzida condutividade e águas mais quentes, sendo resultados aparentemente contraditórios para a temperatura da água, com o encontrado por Ribeiro *et al.* (2012).

Alguns parâmetros de qualidade de água (amónia, fosfatos e carência bioquímica de oxigénio) correlacionaram-se positivamente com taxa nativos (*A. hispanica*, *Barbus spp.* e *C. paludica*). Estes parâmetros não foram analisados por Ribeiro *et al.* (2012), porém, alguns taxa nativos (*Squalius spp.* e *A. hispanica*) estão associados a locais com maior transparência da água, que é um indicador indireto de qualidade ambiental (Wetzel, 1993).

Por outro lado, a presença de vegetação como valor de abrigo surgiu como muito importante tanto para as larvas de taxa nativos e exóticos. A presença da vegetação é indicada em diversos trabalhos como uma combinação de refúgio de predadores e do

aumento do caudal, assim como fonte de alimento (Paller, 1987; Crain *et al.*, 2004; Vila-Gispert e Moreno-Amich, 1998). Na bacia do Guadiana, a nível local no trabalho de Ribeiro *et al.* (2012), também pareceu ser importante, em particular no rio Ardila.

Limitações do trabalho

A maioria dos estudos sobre ecologia de larvas de peixe em sistemas de água doce (ex. Marchetti & Moyle, 2000, Tan *et al.*, 2010; Turner *et al.*, 2010), referem-se a contextos geográficos que não correspondem ao Ibérico. Na Península Ibérica, apesar de actualmente existirem alguns estudos publicados (Vila Gispert e Moreno-Amich, 1998; Alejandre, 2009; Ribeiro *et al.*, 2012), a escassez de conhecimentos nesta área dificultou em alguma medida a interpretação de alguns dos resultados obtidos.

O facto de não se ter conseguido fazer a identificação até à espécie para os géneros *Luciobarbus*, *Chondrostoma* e *Squalius* pode estar na origem de algumas relações não se terem melhor definido neste estudo. As espécies dentro do mesmo género têm diferentes particularidades, não ocorrendo sempre nos mesmos locais, o que dificulta a comparação com os adultos e a avaliação da relação com a degradação ambiental. Apesar de já existirem alguns trabalhos iniciais (Carvalho, 2000; Carrapato e Ribeiro 2012) sobre o desenvolvimento larvar de ciprinídeos das águas portuguesas, será necessário desenvolver esta área.

Alguns autores citam desvantagens para o método de amostragem utilizado no presente trabalho. Marchetti *et al.* (2004) referem diferenças na abundância relativa entre as amostragens provenientes de redes de deriva e de armadilhas luminosas, sendo superior nas primeiras, no entanto, não observaram diferenças para a riqueza em espécies. Ainda como desvantagem para a utilização de armadilhas luminosas refere-se a sua tendência para seleccionar apenas os taxa que são atraídos pela luz excluindo os outros (Brogan, 1994; Marchetti e Moyle, 2000; Marchetti *et al.*, 2004). A sub representação de alguns taxa, como *Luciobarbus spp.*, que ocorre muito no estado adulto e muito pouco no estado larvar (Ribeiro *et al.*, 2012; estudo presente) ou a sobre representação de outras, tal como *S. fluviatilis* (Ribeiro *et al.*, 2012) podem estar associadas a diferentes níveis de sensibilidade à luz destes taxa, tal como observado para outras espécies (Brogan, 1994; Marchetti e Moyle, 2000).

Atendendo à especificidade dos rios mediterrânicos e à época de amostragem deste trabalho, o uso de redes de deriva não seria um método indicado, devido à sua

dependência do caudal, justificando-se assim a utilização de armadilhas luminosas. No entanto, seria interessante avaliar a comunidade larvar que se dispersa passivamente durante os períodos de maior caudal nos rios ibéricos e aí utilizar as duas metodologias.

Neste trabalho, todos os taxa capturados no estado adulto nas amostragens com pesca elétrica foram também capturados no estado larvar nas armadilhas luminosas. A espécie *C. paludica*, vulgarmente mencionada como tendo fototaxia negativa (Bohlen, *com. pess.*), foi também capturada no estado larvar. Estes factos levam a crer que a seleção de espécies atraídas pela luz não parece ser um problema neste estudo. Para além disso, a amostragem das larvas é boa na deteção de espécies raras e que não aparecem nas amostragens dos indivíduos adultos, tal como *A. hispanica*, *S. fluviatilis*, *A. melas* e *S. lucioperca*, sugerindo uma maior detetabilidade destas espécies e permitindo uma maior resolução nas alterações das comunidades de peixes.

Conclusão final e perspectivas futuras

Este trabalho teve como objetivo compreender as relações entre as condições ambientais dos cursos de água, em sistemas mediterrânicos, e as larvas de peixe.

O estudo da ecologia larvar em rios mediterrânicos na Península Ibérica é ainda escasso (ex: Alejandre, 2009; Ribeiro *et al.* 2012), porém, existem outros trabalhos com carácter Mediterrânico, nomeadamente na Austrália (ex: Humphries e Lake, 2000) ou Califórnia (ex: Marchetti e Moyle, 2000).

A avaliação do estado ecológico dos sistemas de água doce, usando os estádios iniciais dos peixes nunca foi feita, mostrando a necessidade de se avançar neste campo, sendo particularmente importante tendo em conta a degradação crescente deste ecossistemas (ex: Hermoso e Clavero, 2011; Matono *et al.*, 2012b).

Os trabalhos realizados no rio Guadiana para avaliação do estado ecológico recorrem a índices piscícolas estabelecidos com base em peixes adultos (Magalhães *et al.*, 2008; Matono *et al.*, 2012b), não se conhecendo qualquer trabalho que inclua informação sobre os estados larvares desses peixes, ao contrário do que acontece nos sistemas marinhos em que se considera a sua inclusão (ex: Ramos *et al.*, 2012).

De forma a tornar mais forte a avaliação da qualidade ecológica (estabelecimento de métricas mais consistentes), utilizar os adultos e as larvas de peixe, será uma mais-valia na construção de um índice. Deste modo, poder-se-á confirmar não só a existência do recrutamento, onde e quando se processa, mas também detetar espécies raras ou que não são capturadas nas amostragens de pesca elétrica (Nellen e Sohnack, 1975; Humphries e Lake, 2000; Marchetti e Moyle, 2000; Jurajda *et al.*, 2010). Destaca-se ainda o elevado potencial desta sinergia para a conservação, uma vez que a descoberta de relações (positivas ou negativas) entre a degradação ambiental e o recrutamento, leva a que o potencial de recuperação seja muito superior, uma vez que se poderá intervir diretamente no problema. Assim, torna-se urgente avançar com o desenvolvimento de um índice integrado que envolva as diferentes fases de vida dos peixes (adultos, larvas e juvenis), uma excelente ferramenta que permitirá uma melhor gestão e conservação para as gerações futuras deste património natural único que são os peixes nativos da Península Ibérica.

Referências bibliográficas

- Alejandro, R. 2009. Biología y Ecología de las larvas de peces del Río Guadiamar en zonas afectadas y no afectadas por el vertido tóxico de las minas de Aznalcóllar. Departamento de Zoología. Universidad de Córdoba. Tese de Doutoramento.
- Aparício, E; Vargas, M; Olmo, J; Sostoa, A. 2000. Decline of native freshwater fishes in a Mediterranean watershed on the Iberian Peninsula: a quantitative assessment. *Environmental Biology of Fishes*, 59: 11–19.
- APA. Atlas do Ambiente Digital, Agência Portuguesa do Ambiente. <http://sniambientept/webatlas>. Acedido em Agosto, 2012.
- Auer, N. 1982. Identification of larval fishes of the Great Lakes basin with emphasis on the Lake Michigan drainage. Great Lakes Fishery Commission: Special Publication, Ann Arbor.
- Auth, T; Brodeur, R. 2006. Distribution and community structure of ichthyoplankton off the coast of Oregon, USA, in 2000 and 2002. *Marine Ecology Progress Series*, 319: 199–213.
- Bernardino, R; Rodrigues, S; Rafael, M; Alves, T; Henriques, A. 2004. Análise comparativa da qualidade ecológica das águas superficiais nacionais tendo como base os planos de bacia hidrográfica. Instituto Superior Técnico e Instituto da Água. Lisboa.
- Bernardo, J. 1995. Ecologia das populações e das comunidades. Universidade Aberta.
- Bernardo, J; Ilhéu, M; Matono, P; Costa, A. 2003. Interannual variation of fish assemblage structure in a Mediterranean river: implications of streamflow on the dominance of native or exotic species. *River Research and Applications*, 19: 521–532.
- River Blanco, J; González, J. 1992. Libro rojo de los vertebrados de España. Colección Técnica. ICONA. Madrid. 300 pp.
- Blaxter, J. 1974. The early life history of fishes. Springer.
- Bohlen, J. 2000. Similarities and differences in the reproductive biology of loaches (*Cobitis* and *Sabanejewia*) under laboratory conditions. *Folia Zoologica*, 49: 179–186.
- Brogan, M. 1994. Two methods of sampling fish larvae over reefs: a comparison from the Gulf of California. *Marine Biology*, 118: 33–44.
- Cabral, M; Almeida, J; Almeida, P; Dellinger, T; Ferrand de Almeida, N; Oliveira, M; Palmeirim, J.; Queiroz, A; Rogado, L; Santos-Reis, M. 2005. Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal. Instituto da Conservação da Natureza. Lisboa.
- Cardoso, A; Carrapato, C. 2008. Intervenção Saramugo 2008. Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade, I.P. (ICNB) e Departamento de gestão de áreas classificadas – Sul: Parque Natural do Vale do Guadiana.
- Carrapato, C; Ribeiro, F. 2012. Larval development of the Iberian cyprinid *Anaecypris hispanica*. *Limnetica*, 31: 119–128.

- Carvalho, V. 2001. Padrões de actividade e de distribuição espacial, reprodução e desenvolvimento embrionário e larvar em *Chondrostoma lusitanicum* Collares-Pereira, 1980. Tese de Mestrado. Instituto Superior de Psicologia Aplicada. 49 pp. + anexos.
- Clavero, M.; Blanco-Garrido, F; Prenda, J. 2004. Fish fauna in Iberian Mediterranean river basins: biodiversity, introduced species and damming impacts. *Aquatic Conservation: Marine And Freshwater Ecosystem*, 14: 575–585.
- Collares-Pereira, M; Cowx, I; Ribeiro, F; Rodrigues, J; Rogado, L. 2000. Threats imposed by water resource development schemes on the conservation of endangered species in the Guadiana river basin in Portugal. *Fisheries Management and Ecology*, 7: 167–178.
- Collares-Pereira, M; Cowx, I; Rodrigues, J; Rogado, L; Costa, L. 1999. The status of *Anaocypris hispanica* in Portugal: problems of conserving a highly endangered species. *Biological Conservation*, 88: 207–212.
- Collares-Pereira, M; Filipe, A; Costa, L. 2007. Os peixes do Guadiana, que futuro? Guia de peixes do Guadiana Português. Edições Cosmos.
- Cooper, S; Dudley, T; Hemphill, N. 1986. The biology of chaparral streams in southern California. In *Proceedings of the Chaparral Ecosystems Research Conference*, ed. JJ DeVries, pp. 139–51. California Water Resources Center Rep. 62. Univ. Calif., Davis. 155 pp.
- Corbacho, C; Sánchez, J. 2001. Patterns of species richness and introduced species in native freshwater fish faunas of Mediterranean - type basin: the Guadiana river (southwest Iberian Peninsula). *Regulated Rivers: Research and Management*, 17: 699–707.
- Crain, P; Whitener, K; Moyle, P. 2004. Use of a restored central California floodplain by larvae of native and alien fishes. *American Fisheries Society Symposium*, 39: 125–140.
- Cuttelod, A; García, N; Abdul Malak, D; Temple, H; Katariya, V. 2008. The Mediterranean: a biodiversity hotspot under threat. In: J.-C. Vié, C. Hilton-Taylor and S.N. Stuart (eds). *The 2008 Review of The IUCN Red List of Threatened Species*. IUCN Gland, Switzerland.
- Doadrio, I. 2001. Atlas e Libro Rojo de los Peces Continentales de España. Ministerio del Medio Ambiente. Madrid.
- Fernández-Delgado, C; Herrera, M. 1995. Age structure, growth and reproduction of *Leuciscus pyrenaicus* in an intermittent stream in the Guadalquivir river basin, Southern Spain. *Journal of Fish Biology*, 46: 371–380.
- Ferreira, M; Morais, M; Cortes, R; Sampaio, E; Oliveira, S; Pinheiro, P; Hughes, S; Segurado, P; Albuquerque, A; Pedro, A; Nunes, S; Novais, M; Lopes, L; Rivaes, R; Abreu, C; Verdager, R. 2009. Qualidade Ecológica e Gestão Integrada de Albufeiras – Relatório Final produzido no âmbito do Contrato nº 2003/067/INAG. Associação para o Desenvolvimento do Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro e Fundação Luís de Molina. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I. P.

Filipe, A; Cowx, I; Collares-Pereira, M. 2002. Spatial modelling of freshwater fish in semi-arid river systems: A tool for conservation. *River Research and Applications*, 18: 123–136.

Filipe, A; Marques, T; Seabra, S; Tiago, P; Ribeiro, F; Moreira da Costa, L; Cowx, I; Collares-Pereira, M. 2004. Selection of Priority Areas for Fish Conservation in Guadiana River Basin, Iberian Peninsula. *Conservation Biology*, 18: 189–200.

Gasith, A; Resh, V. 1999. Streams in Mediterranean Climate Regions: Abiotic Influences and Biotic Responses to Predictable Seasonal Events. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 30: 51–81.

Godinho, F; Ferreira, M. 1998. The relative influences of exotic species and environmental factors on an Iberian native fish community. *Environmental Biology of Fishes*, 51: 41–51.

Grossman, D; Ratajczak, E; Crawford, M; Freeman, M. 1998. Assemblage organization in stream fishes: effects of environmental variation and interspecific interactions. *Ecological Monographs*, 68: 395–420.

Harvey, B. 1987. Susceptibility of young-of-the-year fishes to downstream displacement by flooding. *American Fisheries Society*, 116: 851–855.

Hermoso, V; Clavero, M. 2011. Threatening processes and conservation management of endemic freshwater fish in the Mediterranean basin: a review. *Marine and Freshwater Research*, 62: 244–254.

Hermoso, V; Clavero, M; Blanco-Garrido, F; Prenda, J. 2010. Assessing the ecological status in species-poor systems: A fish-based index for Mediterranean River (Guadiana River, SW Spain). *Ecological Indicators*, 10: 1152–1161.

Herrera, M; Fernández-Delgado, C. 1994. The age, growth and reproduction of *Chondrostoma toxostoma toxostoma* in a seasonal stream in the Guadalquivir River basin (Southern Spain). *Journal of Fish Biology*, 44: 11–22.

Houde, E. 2008. Fish Reproductive Biology and Its Implications for Assessment and Management - Chapter 4: Recruitment Variability. University of Maryland Center for Environmental Science, Chesapeake Biological Laboratory, 1 Williams Street, Solomons, Maryland, USA.

Humphries, P; Lake, P. 2000. Fish larvae and the management of regulated rivers. *Regulated Rivers Research and Management*, 16: 421–432.

Humphries, P; Serafini, L; King, A. 2002. River regulation and fish larvae: variation through space and time. *Freshwater Biology*, 47: 1307–1331.

Ilhéu, M, 2004. Padrões de Uso de Habitat da Ictiofauna em Rios de Tipo Mediterrânico. Tese de Doutoramento. Universidade de Évora.

Instituto da Conservação da Natureza. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e Desenvolvimento Regional (ICN) 2005. Monitorização da ictiofauna na Bacia do Guadiana: Avaliação e minimização dos efeitos da seca.

Jacobs, J. 1974, Quantitative measurement of food selection. A modification of the forage ratio and Ivlev's electivity index. *Oecologia*, 14: 413–417.

- Jurajda, P; Slavík, O; White, S; Adámek, Z. 2010. Young-of-the-year fish assemblages as an alternative to adult fish monitoring for ecological quality evaluation of running waters. *Hydrobiologia*, 644: 89–101.
- Karr, J. 1991. Biological integrity: a long neglected aspect of water resource management. *Ecological applications*, 1: 66–84.
- Kissick, L. 1993. Comparison of traps lighted by photochemical or electric bulbs for sampling warmwater populations of young fish. *North American Journal of Fisheries Management* 13: 864–867.
- Kottelat, M; Freyhof, J. 2007. Handbook of European freshwater fishes. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany.
- Krebs, C. 1989. *Ecological methodology*. Harper Collins, New York.
- Krupka, I. 1988. Early development of the barbel [*Barbus barbus* (Linnaeus, 1758)]. *Prace Ustavu Rybarstva A Hydrobiologie*, 6: 115–138.
- Machado, A; Silva, M; Valentim, H; Correia, I; José, V; Mamede, J; Avelino, E; Valentim, H; José, V; Chaves, G; Campos, M; SEPNA. 2010. Relatório do estado das massas de água 2009 (REQUAL 2009). Volume I do documento base e anexos técnicos.
- Magalhães, M; Beja, P; Silva, C; Collares-Pereira, M. 2002. Functional heterogeneity of dry-season fish refugia across a Mediterranean catchment: the role of habitat and predation. *Freshwater Biology*, 47: 1919–1934.
- Magalhães, M; Ramalho, C; Collares-Pereira, M. 2008. Assessing biotic integrity in a Mediterranean watershed: development and evaluation of a fish-based index. *Fisheries Management and Ecology*, 15: 273–289.
- Matono, P; Bernardo, J; Ferreira, M; Formigo, N; Raposo de Almeida, P; Cortes, R; Ilhéu, M. 2012a. Fish-based groups for ecological assessment in rivers: the importance of environmental drivers on taxonomic and functional traits of fish assemblages. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 405: xx–xx, <http://dx.doi.org/10.1051/kmae/2012010>.
- Matono, P; Bernardo, J; Oberdorff, T; Ilhéu, M. 2012b. Effects of natural hydrological variability on fish assemblages in small Mediterranean streams: Implications for ecological assessment. *Ecological Indicators*, 23: 467–481.
- Marchetti, M; Esteban, E; Limm, M; Kurth, R. 2004. Evaluating Aspects of Larval Light Trap Bias and Specificity in the Northern Sacramento River System: Do Size and Color Matter? *American Fisheries Society Symposium*, 39: 269–279.
- Marchetti, M; Moyle, P. 2000. Spatial and temporal ecology of native and introduced fish larvae in lower Putah Creek, California. *Environmental Biology of Fishes*, 58: 75–87.
- McCune, B; Grace, J. 2002. *Analysis of ecological communities*. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon.

Mesquita, N. 2005. Phylogeography and evolution of the cyprinids from the small drainages from the south of Portugal: an approach with the application of molecular markers. Tese de Doutoramento. Universidade de Lisboa, Faculdade de Ciências.

Ministério do Ambiente, 1999. Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Guadiana, Volume III - Análise III.1 - Caracterização Geral da Bacia Hidrográfica.

Moyle, P; Yoshiyama, R. 1994. Protection of aquatic biodiversity in California: a five-tiered approach. Fisheries, 19: 6–18.

Myers, N; Mittermeier, R; Mittermeier, C; Fonseca, G; Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature, 403: 853–858.

Nellen, W; Sohnack, D. 1975. Sampling problems and methods of fish eggs and larvae investigations with special reference to inland waters. FAO, Corporate Document Repository.

Nesler, T; Muth, R; Wasowicz, A. 1988. Evidence for baseline flow spikes as spawning cues for Colorado squawfish in the Yampa River, Colorado. American Fisheries Society Symposium, 5: 68–79.

Oliveira, J. 1984. Carta geológica de Portugal. Notícia explicativa de Folha 7. Lisboa, Portugal: Serviços Geológicos de Portugal, 77 pp.

Oliveira, J; Santos, J; Teixeira, A; Ferreira, M; Pinheiro, P; Geraldes, A; Bochechas, J. 2007. Projecto AQUARIPORT: Programa Nacional de Monitorização de Recursos Piscícolas e de Avaliação da Qualidade Ecológica de Rios. Direcção-Geral dos Recursos Florestais, Lisboa, 96 pp.

Pearsons, N; Lee, W; Lamberti, A. 1992. Influence of habitat complexity on resistance to flooding and resilience of stream fish assemblages. Transactions of the American Fisheries Society, 121: 427–436.

Paller, M. 1987. Distribution of larval fish between macrophyte beds and open water in a south-eastern floodplain swamp. Journal of Freshwater Ecology, 4: 191–200.

Penaz, M. 1974. Early development of the Nase Carp, *Chondrostoma nasus* (Linnaeus, 1758). Zoologiske Listy, 23: 275–288.

Pérez-Bote, J; Romero, R. 2009. First record of *Sander lucioperca* (Perciformes, Percidae) in the Alqueva reservoir, Guadiana basin (SW Iberian Peninsula). Limnetica, 28: 225–228.

Peterson, M; VanderKooy, S. 1995. Phenology and spatial and temporal distribution of larval fishes in a partially channelized warmwater stream. Ecology of Freshwater Fish, 4: 93–105.

Pinder, A. 2001. Keys to larval and juvenile stages of coarse fishes from fresh waters in the British isles. Freshwater biological association. Scientific publication Nr. 60. Dorchester.

Pires, A; Cowx, I; Coelho, M. 1999. Seasonal changes in fish community structure of intermittent streams in the middle reaches of the Guadiana basin, Portugal. Journal of Fish Biology, 54: 235–249.

- Pires, A; Cowx, I; Coelho, M. 2000. Life history strategy of *Leuciscus pyrenaicus* (Cyprinidae) in intermittent streams of Guadiana basin (Portugal). *Cybum*, 24: 287-297.
- Ponton, D; Copp, G. 1997. Early dry-season community structure and habitat use of young fish in tributaries of the River Sinnamary (French Guiana, South America) before and after hydrodam operation. *Environmental Biology of Fishes*, 50: 235–256.
- R Development Core Team, 2011. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. URL: <http://www.R-project.org>.
- Ramos, S; Amorim, E; Elliott, M; Cabral, H; Bordalo, A. 2012. Early life stages of fishes as indicators of estuarine ecosystem health. *Ecological Indicators*, 19: 172–183.
- Ramos, S; Cowen, R; Ré, P; Bordalo, A. 2006. Temporal and spatial distributions of larval fish assemblages in the Lima estuary (Portugal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 66: 303–314.
- Ribeiro, F. 2008. Patterns and Processes of fish invasions in Iberian Rivers: The lower Guadiana drainage as a case study. Tese de Doutoramento. Universidade de Lisboa, Faculdade de Ciências.
- Ribeiro, F; Beldade, R; Dix, M; Bochechas, J. 2007. Carta Piscícola Nacional. Direcção geral dos recursos florestais-Fluviatilis, Lda. Publicação electrónica (versão 01/2007).
- Ribeiro, F; Collares-Pereira, M. 2010. Life-history variability of non-native centrarchids in regulated river systems of the lower River Guadiana drainage (south-west Iberian Peninsula). *Journal of Fish Biology*, 76: 522–537.
- Ribeiro, F; Cowx, I; Collares-Pereira, M. 2000. Life history traits of the endangered Iberian cyprinid *Anaecypris hispanica* and their implications for conservation. *Archiv für Hydrobiologie*, 149: 569-586.
- Ribeiro, F; Magalhães, M; Collares-Pereira, M. 2012. Spatial and temporal variation in assemblage structure of fish larvae in Mediterranean-type streams: contrasts between native and non-native species. *Environmental Biology of Fishes*, xx–xx, DOI 10.1007/s10641-012-0030-5.
- Sabo, M; Kelso, W; Bryan, C; Rutherford, D. 1991. Physicochemical factors affecting larval fish densities in Mississippi river floodplain ponds, Louisiana (USA). *Regulated Rivers: Research and Management*, 6: 109–116.
- Santos, J; Ferreira, M; Godinho, F. 1998. Composição das comunidades piscícolas da bacia do Guadiana em anos hidrológicos de características diferentes. Instituto Superior de Agronomia.
- Scheidegger, K; Bain, M. 1995. Larval fish distribution and microhabitat use in free-flowing and regulated rivers. *Copeia*, 1995: 125–135.
- Schiemer, F. 2010. Fish as indicators for the assessment of the ecological integrity of large rivers. *Hydrobiologia*, 423: 271–278.

Schiemer, F; Keckeisa, H; Kamlerb, E. 2003. Review: The early life history stages of riverine fish: Ecophysiological and environmental bottlenecks. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A*, 133: 439–449.

Schiemer, F; Spindler, T; Wintersberger, H; Schneider, A; Chovanec, A. 1991. Fish fry associations: Important indicators for the ecological status of large rivers. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 24: 2497–2500.

Smith, K; Darwall, W. 2005. The Status and Distribution of Freshwater Fish Endemic to the Mediterranean Basin. IUCN, Gland, Switzerland/Cambridge, UK, v+34 pp.

Sousa, L; Matos, J; Matono, P; Bernardo, J. 2003. Monitorização de peixes migradores no Rio Guadiana - Programa de Minimização para o Património Natural da Área de Regolfo de Alqueva/Pedrogão. Laboratório de Ecologia Aquática, Universidade de Évora.

Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 1998. 20^a. Ed., Ed. United Book Press, Inc., Baltimore, Maryland, USA.

Tan, X; Li, X; Lek, S; Li, Y; Wang, C; Li, J; Luo, J. 2010. Annual dynamics of the abundance of fish larvae and its relationship with hydrological variation in the Pearl River. *Environmental Biology of Fishes*, 88: 217–225.

ter Braak, C; Smilauer, P. 1998. CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Caninical Community Ordination (Version 4.0). Microcomputer Power, Ithaca, NY.

Tuch, A; Gasith, A. 1989. Effects of an upland impoundment on structural and functional properties of a small stream in a basaltic plateau (Golan Heights, Israel). *Regulated Rivers: Research & Management*, 3: 153–167.

Turner, T; Krabbenhoft, T; Burdeti, A. 2010. Reproductive Phenology and Fish Community Structure in an Arid-Land River System. *American Fisheries Society Symposium*, 73: 427–446.

Urrea, G; Sabater, S. 2009. Epilithic diatom assemblages and their relationship to environmental caharcteristics in an agricultural watershed (Guadiana River, SW Spain). *Ecological Indicators*, 9: 693–703.

Vidal-Abarca, M; Suárez, M; Ramírez-Díaz, L. 1992. Ecology of Spanish semiarid streams. *Limnetica*, 8: 151–160.

Vila-Gispert, A; García-Berthou, E; Moreno-Amich, R. 2002. Fish zonation in a Mediterranean stream: Effects of human disturbances. *Aquatic Sciences*, 64: 163–170.

Vila-Gispert, A; Moreno-Amich, R. 1998. Seasonal abundance and depth distribution of *Blennius fluviatilis* and introduced *Lepomis gibbosus*, in Lake Banyoles (Catalonia, Spain). *Hydrobiologia*, 386: 95–101.

Vinyoles, D; Robalo, J; Sostoa, A; Almodovar, A; Elvira, B; Nicola, B; Fernandez-Delgado, C; Santos, C; Doadrio, I; Sarda-Palomera, F; Almada, V. 2007. Spread of the alien bleak *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758) (Actinopterygii, Cyprinidae) in the Iberian Peninsula: the role of reservoirs. *Graellsia*, 63: 101–110.

Wetzel, G. 1993. *Limnologia*. Lisboa, Calouste Gulbenkian, 905 pp.

Zar, H. 1999. Biostatistical Analysis, 4th edn. Prentice Hall Inc, Upper Saddle River.

Zeug, S; Winemiller, K. 2008. Relationships between hydrology, spatial heterogeneity, and fish recruitment dynamics in a temperate floodplain river. *River Research and Applications*, 24: 90–102.